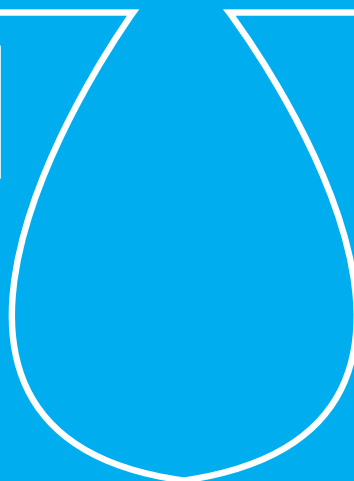


escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos

2013

Estudios Universitarios de Posgrado de las Universidades de Alcalá
y Rey Juan Carlos (coordina Universidad de Alcalá)





proyectos
2013

introducción

Esta tercera publicación de los mejores proyectos presentados en el Máster en Hidrología y Gestión de recursos hídricos corresponde a la séptima promoción de egresados.

Queremos felicitar a los autores de los proyectos por el interesante trabajo realizado.

La Comisión Docente



Estudio de la relación entre las comunidades vegetales de ribera y el régimen de caudales: aplicación a un tramo del río Jarama | 3 |

autora: **Ana Fernández Santamarín**

directores: **Ángel Udías Moínelo**

Fernando Magdaleno Mas

Alcalá de Henares, 14 de junio de 2013

Diagnóstico ambiental del análisis de riesgos por avenidas fluviales mediante SIG en el sector de las Quemadillas (Córdoba, España) | 39 |

autora: **Celeste Gago Domínguez**

director: **Antonio Martínez Graña**

Alcalá de Henares, 14 de junio de 2013

Tratamiento foto-fenton para la reducción de contaminación por drogas de abuso en aguas fluviales de Madrid y evaluación ecotoxicológica mediante nuevos microbioensayos | 81 |

autora: **Alma P. Migens Cuesta**

director: **Dra. Ana Karina Boltes (UAH)**

Dra. Myriam Catalá (URJC)

Alcalá de Henares, 14 de junio de 2013

Efectos de las canalizaciones artificiales en la conectividad de los sedimentos. El caso de una pequeña cuenca agrícola mediterránea | 98 |

autor: **Pere M. Miralles Villalonga**

director: **Dr. Joan Estrany Bertos (UIB)**

Alcalá de Henares, 14 de junio de 2013

Estudio de la evolución hidrogeológica de la masa de agua subterránea (MAS) "Aluviales: Jarama-Tajuña" (030.007) | 123 |

autor: **David Mostaza Colado**

directores: **Francisco Carreño Conde**

Javier Lillo Ramos

Alcalá de Henares, 17 de junio de 2013

Clean Water PV Sensors | 154 |

autora: **Marta Vivar García**

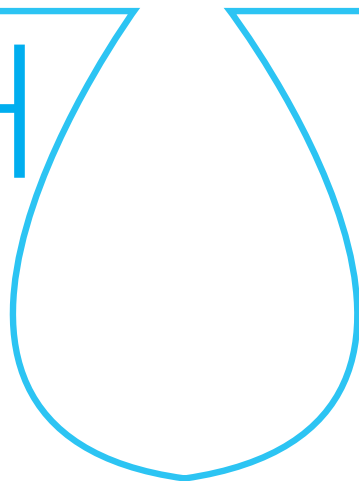
directores: **Dra. Irene de Bustamante Gutiérrez (UAH)**

Dr. Eloy García Calvo (UAH)

Alcalá de Henares, 24 de mayo de 2013

escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos

2013

Estudio de la relación entre las comunidades vegetales de ribera y el régimen de caudales: aplicación a un tramo del río Jarama

autor

Ana Fernández Santamarina

directores

Ángel Udias Moinelo
Fernando Magdaleno Mas

Alcalá de Henares, 14 de junio de 2013



AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero darles las gracias a mis dos tutores.

Muchas gracias, Ángel, por este cursillo avanzado de estadística y por tu grado de implicación. Gracias a ti, Fernando, por mostrarme y guiarme en la senda de la investigación, recordándome una y otra vez lo importante que es ser metódicos. Muchas gracias a ambos por vuestra paciencia y disponibilidad.

En segundo lugar gracias a los que me echasteis una mano (o dos) en campo, gracias Josemi, porque eres el mejor topógrafo del mundo. Gracias Ramón por esforzarte con el jalón en un lugar tan inhóspito para una persona tan urbanita. Gracias Sergio y Helena por vuestro apoyo, y gracias Marino por unas cuantas.

Y por último, agradeceros a los que estáis y espero sigáis acompañándome en este largo, pero a la vez corto camino de la tesis... ¡y mucho más allá! Gracias, Marino, por tu hombro. Gracias, familia, por lo de siempre, ojalá podamos seguir demostrándonoslo durante infinito tiempo... Y gracias Granhermano por TODO, esto va por ti, porque de alguna manera sigues con nosotros.



ÍNDICE

1. Resumen	7
2. Introducción	7
3. Área de estudio	8
4. Métodos.....	11
4.1. Selección de tramos y diseño de muestreo	11
4.2. Estudio de la alteración hidrológica	11
4.3. Recopilación de datos	12
4.3.1. Datos de inventario de vegetación	12
4.3.2. Datos de topografía	13
4.3.3. Variables registradas	15
4.4. Identificación de gremios de ribera	16
4.5. Análisis de datos.....	17
5. Resultados.....	17
5.1. Estudio de la alteración hidrológica	17
5.2. Resultados de los análisis estadísticos	19
5.2.1. Resultados de los análisis exploratorios sobre el regenerado.....	19
5.2.2. Resultados de los análisis sobre la muestra de >1.30 m de altura	20
5.2.3. Resultados de los análisis exploratorios sobre la muestra dividida	24
5.2.4. Resultados de análisis multivariante de agrupamiento y clasificación	26
6. Discusión.....	28
7. Conclusiones y futuras líneas de investigación.....	29
8. Bibliografía	29
9. Anexos	31
9.1. Informes relevantes programa IAHRIS	31
9.2. Tabla resumen de los rasgos de las especies muestreadas	38

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Índice de regulación de los embalses	9
Tabla 2. Categorías y tamaños de las partículas consideradas para la variable del sustrato	13
Tabla 3. Resumen de variables utilizadas para el análisis ..	15
Tabla 4. Gremios propuestos en la bibliografía para grupos funcionales de vegetación de ribera.....	16
Tabla 5. Características más relevantes en cuanto al régimen hídrico de las especies muestreadas. Resumidos en base a la revisión bibliográfica (Bejarano et al. 2011b, Correia and Oliveira 1999, Serrada et al. 2008) de las especies, y criterio experto(a: años, m: metros, cm: centímetros)	16
Tabla 6. Resultado IAHRIS valores habituales.....	17
Tabla 7. Resultado IAHRIS valores avenidas.....	18
Tabla 8. Resultado IAHRIS valores sequías.....	18
Tabla 9. Inventario del regenerado muestreado	19
Tabla 10. Inventario de especies muestreadas	21
Tabla 11. Resultados de los test de normalidad para los datos sin transformar y transformados.....	23
Tabla 12. Resultados del Kruskal test por parejas para DV/SP	24
Tabla 13. Resultados del Kruskal test por parejas para DH/SP.....	24
Tabla 14. Pies mayores y menores en función del diámetro.....	24
Tabla 15. Primer análisis clúster con todas las especies (en valores relativos % según la totalidad de la especie)...	26
Tabla 16. Análisis clúster con siete especies (en valores relativos % según la totalidad de la especie)	27
Tabla 17. Análisis clúster con siete especies (en valores relativos de tanto por uno según la totalidad de la especie)	28



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Capacidad de almacenamiento acumulado de los embalses que regulan el área de estudio	9
Figura 2. Ubicación general de la zona de estudio del Jarama y del tramo de muestreo	10
Figura 3. Ubicación concreta del tramo de estudio (IBERPIX 2013)	10
Figura 4. Procedimiento metodológico	11
Figura 5. Fajas muestreadas en campo sobre el mosaico de ortofotos del LIDAR	11
Figura 6. Procedimiento en campo	12
Figura 7. Medición de diámetros: aparato de medida utilizado (flexómetro) y esquema de procedimiento	12
Figura 8. Medición de alturas: aparatos de medida utilizados, Suunto para las visuales a la copa y a la base del árbol, y cinta métrica para posicionarse a una distancia conocida	13
Figura 9. Ejemplo de chopera naturalizada de la Faja 1	13
Figura 10. Diferentes especies de ribera en la Faja 12	13
Figura 11. Estacionamiento en diversas fajas	14
Figura 12. Estacionamiento en diversas fajas	14
Figura 13. Batimetría en una faja vadeable y en una Zona no vadeable, respectivamente	14
Figura 14. Ejemplo del MDT de elevaciones de dos fajas (elevaciones en metros sobre el nivel del mar)	15
Figura 15. Resultado de la alteración del tramo según las indicaciones de la IPH (IPH 2008)	19
Figura 16. Box-Plot DV/SP (regenerado)	20
Figura 17. Box-Plot DH/SP (regenerado)	20
Figura 18. Scatter-Plot DV/ SP	20
Figura 19. Scatter-Plot DH/ SP	20
Figura 20. Distribución espacial de los ejemplares en función de DV y DH	21
Figura 21. Distribución de las especies en cuanto a DV y DH	21
Figura 22. Box-Plot DV/SP	22
Figura 23. Box-Plot DH/SP	22
Figura 24. Gráfico Normal Q-Q DV/Fraxinus angustifolia (Fa)	22
Figura 25. Gráfico de densidad DV/Fraxinus angustifolia (Fa)	22
Figura 26. Gráfico Normal Q-Q DV/Crataegus monogyna (Cm)	23
Figura 27. Gráfico de densidad DH/ Crataegus monogyna (Cm)	23
Figura 28. Box-Plot DV grupo pies menores	25
Figura 29. Box-Plot DV grupo pies mayores	25
Figura 30. Pies mayores/DV	25
Figura 31. Pies menores/DV	25
Figura 32. Comparación respecto a DV/DH de la distribución original de la muestra por especies y de la distribución de los grupos obtenida mediante un análisis clúster jerárquico con distancia euclídea y aglomeración de Ward	26
Figura 33. Tres primeros niveles del árbol de clasificación de especies obtenido, en relación a DV, DH, diámetro y vigor	27



1. RESUMEN

En este trabajo se presentan los resultados obtenidos hasta la fecha de una tesis que tiene como objeto buscar la relación entre la estructura y composición de las comunidades de vegetación de ribera y el régimen de caudales en el tramo medio del río Jarama, la agregación de especies en gremios de respuesta al flujo, y de una herramienta para cuantificar las necesidades hídricas de estos gremios

Esta publicación se adentra en uno de los tramos de estudio (alterado hidrológicamente), seleccionado para investigar la existencia de esas relaciones. Se ha evidenciado, mediante test no paramétricos, que la distribución de especies muestreadas a lo largo del río responde principalmente a las variables de distancia y altura respecto al thalweg. Mediante test no paramétricos se han encontrado relaciones entre parejas de especies, y se han relacionado entre sí tres de las nueve especies del tramo. Se han aplicado técnicas multivariantes de agrupamiento y clasificación buscando asociaciones entre las especies (clúster jerárquico con distancia euclídea y aglomeración de Ward; Árboles de clasificación), sin obtener una clasificación válida hasta el momento. Se pretende seguir depurando la técnica utilizada, probando a introducir nuevas características de las especies de ribera que tienen relación directa con el flujo.

2. INTRODUCCIÓN

La investigación reciente ha destacado la importancia de los ecosistemas ribereños como centros de diversidad biológica y los vínculos entre los sistemas terrestres y acuáticos. Los ecosistemas ribereños pertenecen a los ambientes que están más degradados por los seres humanos y es necesaria la restauración para mantener su biodiversidad e integridad ecológica (Nilsson and Svedmark 2002).

Los modelos conceptuales de funcionamiento de los ríos reconocidos internacionalmente por la comunidad científica, tales como el concepto de *rio continuo* (Vannote et al. 1980), el concepto de *pulso de inundación* (Junk and Wantzen 2004, Junk et al. 1989), o el *Paradigma del Régimen de Caudales* (Poff et al. 1997), apoyan la visión ecosistémica de las corrientes continentales, proporcionando los principios de organización para estudios ecológicos.

El *marco legal europeo* que ha introducido la Directiva Marco del Agua¹ en cuanto a la calidad de las aguas continentales, supone un gran avance en tal materia, al reconocer por primera vez (en cuanto a los anteriores modelos legislativos en materia de aguas) el concepto de ecosistema, y como tal, la integración del ecosistema acuático con los ecosistemas terrestres dependien-

tes y las aguas subterráneas, haciéndose eco de los conocimientos científicos desarrollados hasta el momento, y perdiendo de vista la noción de río como mero canal de suministro de agua.

Las mayores alteraciones hidrológicas de nuestros ríos se deben a la fragmentación de los cauces por las presas y a la regulación del régimen por los embalses. El *Concepto de la Discontinuidad Serial* (Ward and Stanford 1983) sostiene que las represas actúan como agentes de perturbación generalizada. Modifican la captura de los flujos líquidos y sólidos del río. En la actualidad, la gestión hídrica conlleva una importante regulación de los caudales circulantes, llegando a situaciones de inversión del régimen aguas abajo de embalses de riego, o embalses construidos para la protección de inundaciones, que laminan las puntas de caudales, alterando las características físicas del hábitat natural, e influyendo en todo el ecosistema ripario.

Para alcanzar el buen estado ecológico de nuestros ríos, es necesario que los ecosistemas asociados tengan una estructura y un funcionamiento hidromorfológico adecuados.

Tal y como desarrollan (Vaughan et al. 2009), para los cumplimientos del calendario de la DMA es necesaria una mejor comprensión entre la ecología y la hidromorfología; los indicadores biológicos de la modificación física son todavía preliminares, rara vez se describen o mal fundados

Históricamente, la protección de los ecosistemas fluviales se ha visto limitada en su ámbito, haciendo hincapié en la calidad de agua y sólo un aspecto de la cantidad: el caudal mínimo. El reconocimiento de la variabilidad natural de los ríos con sus cinco componentes de magnitud, frecuencia, duración, tiempo y tasa de cambio reconoce un avance importante en la mayor parte de la gestión de los ríos. La amplia variedad de flujos del régimen natural ha promovido la evolución de las especies que se aprovechan del mosaico de hábitats creados y mantenidos por esta variabilidad hidrológica (Poff et al. 1997).

Las perturbaciones naturales regulan el tamaño de la población y la diversidad de especies a través de escalas espaciales y temporales en los ecosistemas naturales. Las adaptaciones de los organismos acuáticos y ribereños que les han permitido sobrevivir a las perturbaciones del flujo natural (inundaciones, sequías), se han traducido en adaptaciones en su ciclo de vida, morfológicas y de comportamiento (Lytle and Poff 2004). Es por ello que la composición y estructura de la vegetación riparia ha evolucionado a lo largo de los años en función del régimen de caudales naturales del río, adaptándose a las perturbaciones naturales

La vegetación de ribera es un elemento fundamental en el ecosistema fluvial, ya que brinda diversos beneficios ambientales. El corredor ripario es la interfaz entre los sistemas terrestres y acuáticos, abarcando los gradientes ambientales, los procesos ecológicos, y las comunidades (Naiman 1993), regulando la transferencia de materia y energía entre estos sistemas, así como la regulación de la transmisión de la energía solar en el ecosistema acuático (Pusey and Arthington 2003). Estas zonas son conocidas como "bandas de vegetación tampón", o como "corredores ribereños de movimiento de la fauna" (Fisher and Fischenich 2000).

¹ Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas DO L 327 22/12/2000. Modificada por la Decisión 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE, DO L 331 15-12-2001.



Han sido muchos los científicos que han demostrado la relación existente entre la modificación de los caudales naturales de un río y la repercusión de éstos en la vegetación de ribera, desarrollándose diferentes modelos de funcionamiento.

La modelación de procesos a escala de ribera, puede partir tanto de una clasificación de su vegetación basada en la filogenésis como en otros sistemas tales como grupos funcionales de vegetación. La aplicación de esta última destaca en climas semiáridos (Morales and Fernández 2010).

Los grupos funcionales se refieren a agrupaciones no filogenéticas de organismos, con un comportamiento similar en respuesta a factores ambientales concretos (Wilson 1999.; Terradas 2001, Lavorel and Garnier 2002; Merritt et al. 2010; Bejarano et al. 2011b, CEDEX 2011).

Ha habido diferentes clasificaciones de grupos funcionales a lo largo del tiempo. Lavorel et al. (1997) diferencia entre cuatro tipos básicos: grupos emergentes, estrategias, tipos funcionales estrictos y grupos específicos de respuestas (Terradas 2011). Wilson (1999) distingue, básicamente entre gremios con una misma utilización de recursos y gremios con mismas condiciones ambientales. Dentro de esta última se encuentran los gremios de respuesta a factores ambientales (gremios de respuesta), y más concretamente los gremios de respuesta al flujo (Merritt et al. 2010).

El trabajo de Merritt et al. 2010, se centra en los grupos de especies vegetales de ribera que responden de manera similar a los atributos cuantificables de flujo (en adelante gremio ribereño). Puesto que el enfoque de gremio proporciona información sobre las tendencias generales de las poblaciones de plantas y estructuras de ensamblaje, el concepto de gremio ribereño permite generalizaciones y comparaciones entre diferentes sistemas fluviales (Bejarano et al. 2011b).

Son pocos los estudios existentes y propuestas concretas de gremios de vegetación de respuesta al flujo, pero existen antecedentes en EEUU (Stromberg et al. 1996, Stromberg et al. 2010) y en España (CEDEX 2011), y más concretamente en la cuenca hidrográfica del Tajo (Bejarano et al. 2011b).

Adentrándonos en la legislación de nuestro país, son dos las leyes y una norma ministerial a destacar en cómo y dónde se trata la relación entre el régimen hídrico de los ríos y la vegetación de ribera en la reglamentación española. Ya en el Plan Hidrológico Nacional (Ley 11/2005) se expone la definición de caudal ecológico que se trata en el Reglamento de Planificación Hidrológica (RD 907/2007): *aquel que contribuye a alcanzar el buen estado o el buen potencial ecológico en los ríos o en las aguas de transición y mantiene, como mínimo, la vida piscícola que de manera natural habitaría o pudiera habitar en el río así como su vegetación de ribera*. Posteriormente, esta definición se plasma en la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH 2008), Orden Ministerial que define, en el apartado 3.4. la metodología a seguir para el establecimiento del régimen de caudales ecológicos en las Demarcaciones Intercomunitarias para las aguas de transición, lagos y masas de agua. Éstos se definen a partir de metodologías hidrológicas e hidrobiológicas, pero no existe una metodología específica para definir las necesidades hídricas de la vegetación de ribera.

La motivación de este estudio nace de la necesidad de una herramienta cuantitativa para la gestión y restauración de la vegetación de ribera, tras considerar la importancia de las especies riparias para el beneficio del ecosistema, de la evidencia de que la composición y estructura de la vegetación de ribera está fuertemente ligada a la variabilidad hidrológica natural (Richter and Richter ,2000) y de su patente degradación unida a la alteración del régimen de caudales. Se pretende enfocar el estudio a la búsqueda de gremios ribereños, puesto que se perfila como un instrumento para la extrapolación de resultados de requerimientos hídricos de unas especies a otras especies con exigencias similares, dentro del mismo gremio. Para ello, se ha estudiado la vegetación de ribera en un tramo del medio Jarama, sobre el que se ha aplicado la metodología de análisis cuantitativo con el que se pretende obtener respuestas a cuestiones como:

- ¿Existe una relación entre la estructura y composición de las comunidades de vegetación de ribera en el tramo estudiado en cuanto a las respuestas al régimen hídrico?
- Se pueden agregar estas respuestas en grupos no filogenéticos?
- ¿Qué tipo de técnicas estadísticas se pueden utilizar para ello y qué consideraciones adicionales deben ser tenidas en cuenta?

El presente estudio está enmarcado dentro de una beca del Ministerio de Fomento, en la modalidad de formación de personal investigador, ligada a la realización de una tesis doctoral. La beca, con el título de "Estudio sobre métodos de cálculo de caudales ecológicos", se está desarrollando en el Centro de Técnicas Aplicadas del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CETA-CEDEX), en la Consejería Técnica de Estudios Ambientales.

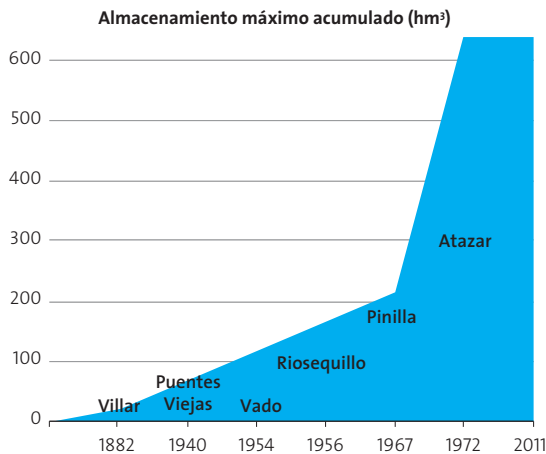
3. ÁREA DE ESTUDIO

El río Jarama es el afluente principal del río Tajo por su margen derecha. Nace en el Sistema Central, en el centro de la Península Ibérica. Tiene una longitud de 204.9 km y una superficie acumulada de 11,545.91 km² (CHT 2008). Su aportación en régimen natural es de 1,855 hm³/año, que corresponde al 18% sobre el total de la aportación de la cuenca del Tajo para la serie del modelo SIMPA, (CEDEX 2008, Ruiz-García 1999) desde 1940/41a 2005/06 (CHT 2013).

El área de estudio corresponde al tramo medio del río Jarama, después de la confluencia con el río Lozoya y antes de la del río Guadalix. Está regulado por varios embalses, siendo los más importantes en cuanto a la capacidad de regulación El Vado y El Atazar.

En la Figura 1 se muestran los embalses de la zona, indica el caudal acumulado máximo de los embalses, y el año de finalización de las obras (MAAMA 2013).

Figura 1. Capacidad de almacenamiento acumulado de los embalses que regulan el área de estudio



En la Tabla 1 se muestra el índice de regulación, IR= Captación embalse/Aportación media anual, por el método de (Batalla et al. 2004). Para su cálculo, se ha tenido en cuenta las aportaciones en régimen natural mediante el modelo SIMPA, al final de las masas de agua de los embalses, desde el año de puesta en funcionamiento hasta el 2005.

Tabla 1. Índice de regulación de los embalses

Embalse	Ir
El Villar	7,4%
Puentes Viejas	16,9%
El Vado	32,9%
Riosequillo	25,8%
La Pinilla	29,4%
El Atazar	130,6%

La zona de estudio presenta un clima mediterráneo continental. La precipitación total anual del período 1940/41-2005/06 oscila entre 400 y 600 mm/año (CHT 2013). El trazado del río ha pasado de ser meandriforme (índice de sinuosidad de 1.51) a sinuoso (1.31) entre las fotografías aéreas del año 1956 y 1986 (Alonso and Garzón 1997).

En el aspecto geológico, el área de estudio se asienta sobre materiales detríticos del Cuaternario formados por gravas, arenas y arcillas (IGME 1990,2000).

El emplazamiento, se ubica sobre el Sistema Acuífero del Terciario Detrítico de Madrid-Toledo- Cáceres (IGME 2000), pero más cercano a la superficie, está el "Aluvial del Jarama: Madrid-Guadalajara (CHT 2013). Éstos, se hallan asociados a la red de drenaje principal y conectados hidráulicamente a ella. El río Jarama posee depósitos cuaternarios muy desarrollados (IGME 2000), y sobre los que se sitúan un, dónde la masa de agua subterránea está en peligro de no poder alcanzar los objetivos ambientales propuestos por la DMA, debido al gran número de extracciones existentes (DMA 2000, CHT 2013).

Las comunidades vegetales de ribera características en esta zona son las alisedas continentales mesótrofas, alamedas hidrófilas, fresnedas mediterráneas hidrófilas, variantes oligótrofa y mesótrofa, saucedas mixtas, tarayales basófilos y saucedas blancas (Lara et al. 2004). En una primera banda puede encontrarse una aliseda mesótrofa (en algunos tramos es escasa), que llevan asociadas saucedas de sauce blanco (*Salix alba*), sauce de hoja de salvia (*Salix salviifolia*) y salzmimbres (*Salix fragilis*). En zonas aparece el taray (*Tamarix gallica*), que llega a formar tarayales arbustivos o arborescentes en zonas alejadas del cauce principal, y que pueden llevar un dosel superior de álamo blanco (*Populus alba*) con fresno de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia*). En una segunda banda quedan restos de alameda-fresneda, un mosaico de choperas con rodales de fresno y álamo blanco (CEDEX 2013).

La zona pertenece a la masa de agua Río Jarama desde Río Lozoya hasta Río Guadalix. Corresponde al tipo 15 "Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados" (CHT 2013). Se encuentra incluida en el Lugar de Interés comunitario (LIC 2000/60/CE) denominado "Cuencas de los ríos Jarama y Henares"

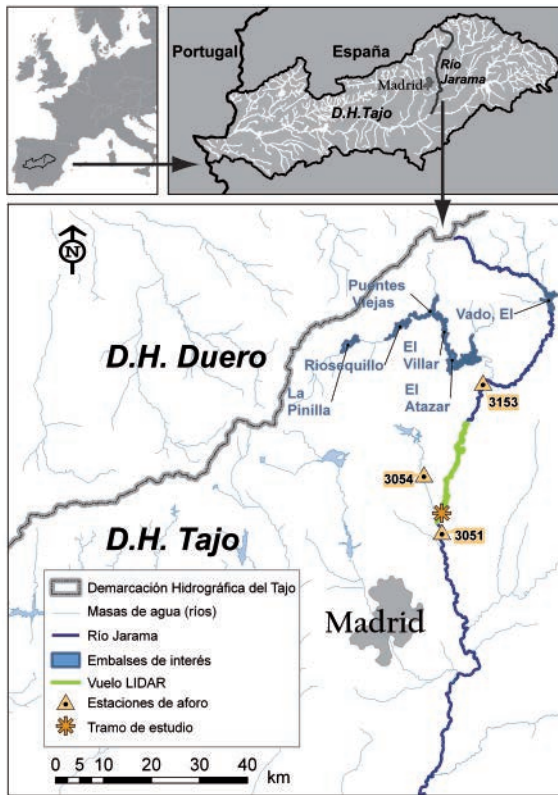
La zona ha sido muy modificada durante años debido a la actividad humana. Las presiones más significativas son debidas a la regulación, a usos del suelo por regadío y a usos extractivos derivados de la retirada de áridos (Alonso and Garzón 1997, CHT 2008, Domínguez et al. 2000).

Se ha seleccionado esta zona porque: i) conserva tramos con vegetación de ribera en buen estado (CHT 2013), ii) por interés estratégico (es un tramo cercano a Madrid, y está en el afluente principal de la Cuenca del Tajo), iii) y por la disponibilidad de datos foronómicos y topográficos (se tienen datos de un vuelo LIDAR del 2009, de 29 Km).

Dentro de la zona descrita, se preseleccionaron varios tramos, estudiándose la vegetación natural de la zona de ribera. En el presente estudio se presenta el primer tramo de estudio. En la Figura 2 se muestra el área de estudio y los tramos seleccionados.



Figura 2. Ubicación general de la zona de estudio del Jarama y del tramo de muestreo



El tramo se encuentra en el municipio de Algete, cercano a la Urbanización de Santo Domingo, tiene una longitud de 750 m y una superficie de 51.816 m². La anchura media es de 65 m. Este es el primer tramo del que se han obtenido datos de vegetación de ribera, y corresponde a menos de la mitad de la muestra que se tomará en total en el conjunto de la selección del Jarama.

Se comenzó por aquí por cuestiones prácticas de puesta en marcha la metodología de muestreo. Es el tramo más sencillo ya que es el más corto y el de mejor accesibilidad y visibilidad.

A continuación se exponen las coordenadas del tramo de estudio y en la Figura 3 el acceso al mismo.

Figura 3. Ubicación concreta del tramo de estudio (IBERPIX 2013)

COORDENADAS INICIO TRAMO

X= 452253.0 Y= 4496962.6

COORDENADAS FIN TRAMO

X= 45173.4 Y= 4496838.4

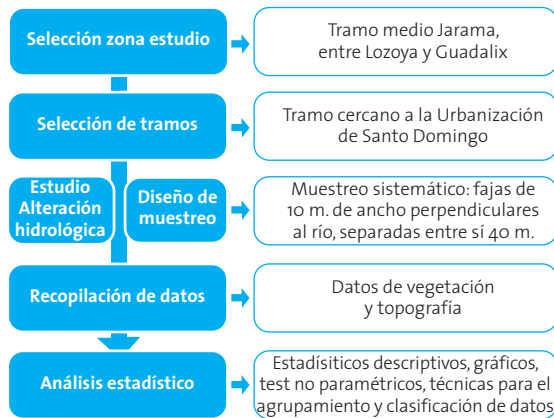




4. MÉTODOS

El procedimiento metodológico que se ha seguido en el estudio, se resume en la Figura 4 y posteriormente se desarrollan con detalle algunos de los puntos.

Figura 4. Procedimiento metodológico



4.1. SELECCIÓN DE TRAMOS Y DISEÑO DE MUESTREO

Se buscaron tramos donde hubiese un buen desarrollo de la vegetación de ribera, y conectividad longitudinal y lateral. Fueron seleccionados varios tramos, mediante las ortofotos del vuelo LIDAR y del PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) del 2009 (IGN 2012) y visitas a campo para confirmar su estado.

El diseño de muestreo se realizó para los tramos seleccionados, siguiendo la misma metodología, por lo tanto cada una de las decisiones tomadas del tipo de muestreo, tipo de unidades muestrales, anchura de las unidades y separación entre ellas las misma para todos, no el número de unidades muestrales por ser uno de los tramos más largos y por lo tanto con mayor superficie.

Para la toma de datos, se ha realizado un muestreo sistemático (Beschta 2005), mediante transectos perpendiculares al eje del río (Auble et al. 2005, Bejarano et al. 2011a, Bejarano et al. 2011b, Merritt and Wohl 2006, Samuelson and Rood 2004, Stromberg et al. 1996, Stromberg et al. 2010) dispuestos a una equidistancia fija a través de la superficie de la ribera (Merritt and Cooper 2000).

Se consideraron fajas de un ancho específico (Arthington et al. 2012), tomando datos de todos los ejemplares de porte arbóreo o regenerado de árboles existente. Previa a la selección del ancho, se realizaron pruebas en campo tomando fajas en ubicaciones aleatorias de anchuras de 5 m, 10 m y 15 m. Finalmente se seleccionó aquella en la que entró un mayor número de especies y de pies de porte arbóreo por metro lineal, correspondiente a la de 10 m.

Para el cálculo de la distancia de separación entre las fajas, primero se calculó el número óptimo de fajas necesarias para cubrir la superficie de muestreo, cuyo error no superase el 15%, con un rango de confianza del 95%. La variable utilizada para el cálculo del error fueron las copas de los árboles, variable relacionada con las componentes del flujo (Merritt et al. 2011). Para

ello se digitalizaron los huecos entre copas, no considerando polígonos de menos de 50 m², y se dedujo a la superficie total, por un lado de las fajas a considerar, y por el otro a la superficie de tramo total. Se fue disminuyendo la distancia entre las fajas, a la vez que se aumentaban en número de fajas a muestrear, hasta conseguir el número óptimo de magnitud de muestra que cumplía lo anteriormente descrito. Finalmente se han obtenido un total de 12 fajas de muestreo, que se muestra en la Figura 5

Figura 5. Fajas muestreadas en campo sobre el mosaico de ortofotos del LIDAR



4.2. ESTUDIO DE LA ALTERACIÓN HIDROLÓGICA

Se ha realizado el estudio de la alteración del régimen hidrológico superficial, mediante el programa informático IAHRIS 2.2 (Martínez and Fernández 2010a), software desarrollado por el CEDEX y por la Universidad Politécnica de Madrid, para comparar las condiciones de las componentes más importante del régimen desde el punto de vista de los ecosistemas fluviales antes y después de la regulación del río.

La entrada en el programa son una o varias series de caudales, en función de lo que se desee calcular. Si se quiere caracterizar el régimen natural y circulante, así como calcular los índices de alteración, se deberá de introducir una serie en régimen natural, y la otra en régimen alterado (circulante). Pueden introducirse datos diarios o mensuales, series coetáneas o no coetáneas (caudal que pasa y que "podría pasar a régimen natural" en el mismo periodo de tiempo, o en diferente periodos de tiempo). Para obtener el análisis más amplio posible, lo óptimo es introducir datos diarios coetáneos. En el análisis es necesario un mínimo de 15 años (Martínez and Fernández 2010a) y un óptimo de 20, de registros, para garantizar la inclusión de los periodos húmedos, medios y secos (Belmar 2012).

La salida del programa es un fichero en Excel con diferentes solapas que corresponden a diferentes informes, el número de los mismos dependerá de las series introducidas (datos de ambas series mensuales o diarios, series coetáneas o no coetáneas...). Así, se obtienen informes con 19 parámetros que caracterizan el régimen de caudales, con tablas y gráficos, y/o índices de evaluación del régimen en valores habituales y extremos. Se puede obtener hasta un total de 21 índices para series coetáneas y de 24 para no coetáneas, de las cuales los primeros



índices evalúan la alteración hidrológica de valores habituales del régimen, y desde el índice 7 al 14 evalúan la alteración de avenidas, y del 15 al 21 la alteración producida en las sequías (Martínez and Fernández 2010b) Es muy importante conocer las alteraciones del régimen que se está estudiando, así como los años en los que han comenzado las alteraciones, para poder evaluar bien los resultados obtenidos.

Hay dos estaciones de aforo en el río Jarama cercanas al tramo: la EA 3153 Valdepeñas, que es la que se encuentra aguas arriba del tramo (Figura 2) con datos desde el año 1972 a la actualidad, y la EA 3051 de Algete (con datos desde el 1942), aguas abajo del tramo (Figura 2) y que recoge ya las aportaciones del río Guadalix.

Las series de datos utilizadas han sido las siguientes (series coetáneas):

- RÉGIMEN NATURAL: serie de caudales que obtenidos mediante el modelo SIMPA(CEDEX 2008, Ruiz-García 1999). Los valores extraídos del modelo son aportaciones mensuales acumuladas en formato ráster, desde el año 1940- 2008. Para el estudio, se ha utilizado la serie de datos mensuales a final de masa de agua, es decir, antes de la confluencia con el río Guadalix, desagregada a datos diarios.
- RÉGIMEN ALTERADO: los datos de caudales diarios circulantes de la estación de aforo EA 3153 Valdepeñas tomando los datos aforados del Anuario de Aforos (CEDEX 2012).

Si bien es cierto que hay unos 35 Km de distancia entre la Estación de foro seleccionada (serie de caudales alterados) y el final de la masa de agua (serie de caudales a régimen natural), no existe ningún afluente que aporte un caudal muy elevado. Se ha intentado seleccionar los datos de EA 3051 de Algete, deduciéndolo las aportaciones del río Guadalix, pero de esta manera no era posible el obtener una serie con, al menos, 15 años con datos, por lo que se dejó la opción anteriormente expuesta.

4.3. RECOPIACIÓN DE DATOS

El procedimiento seguido para la recopilación de datos de campo se resume en la Figura 6.

Figura 6. Procedimiento en campo



A continuación se desarrollan los aspectos metodológicos más importantes que se han utilizado en el registro de las variables.

4.3.1. DATOS DE INVENTARIO DE VEGETACIÓN

Durante los meses de julio, agosto y septiembre del 2012 se ha realizado la toma de datos de vegetación de ribera, recogiendo datos de cada una de las especies arbóreas encontradas y de su regenerado.

Se pasa a enumerar los datos registrados:

- Datos generales: número de faja, margen del río, día.
- Identificador numérico del ejemplar.
- Especie.
- Ubicación: distancias medidas con la cinta métrica en X e Y tomando un eje cuyo origen de referencia eran estacas colocadas al inicio y/o al fin de cada transecto y en el eje de cada faja y posteriormente han sido topografiadas.
- Lado de la faja: debido a lo anteriormente descrito, las fajas se dividían en lado derecho o lado izquierdo mirando al río.
- Diámetro de los árboles adultos: se recogió el diámetro a la altura del pecho con una cinta métrica (a 1.30 m), DAP, de todos los árboles ubicados dentro de la faja. Cuando el árbol se ramificaba antes de 1.30 m, se medían todas las ramas (Figura 7).
- Altura de los árboles adultos (H): En este caso, se han medido todas las alturas de los árboles de más de 1.30 m, con un hipómetro Suunto. En los casos en los que no eran muy altos (menos de 2.5 m) medían con flexómetro (Figura 8).
- Número de pies de regeneración: se han ubicado todos aquellos pies de menos de 1.30 m de altura, registrando su ubicación (X e Y). Vigor (de 0 a 3): Se ha considerado tanto "fuerza" del árbol como su estado fitosanitario; el de menor valor corresponde a muerto, y el de mayor valor a aquel con más del 75% de la cubierta y el tronco en buen estado (Arthington et al. 2012), teniendo en cuenta la evidencia de enfermedades en tronco u hojas, ramas partidas o secas, o tronco dañado por alguna enfermedad.

Figura 7. Medición de diámetros: aparato de medida utilizado (flexómetro) y esquema de procedimiento

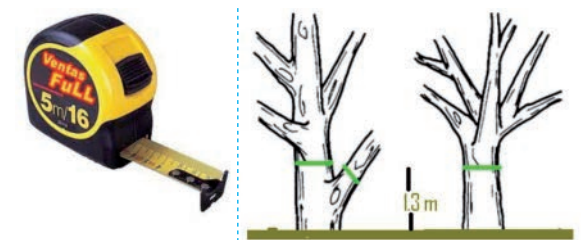
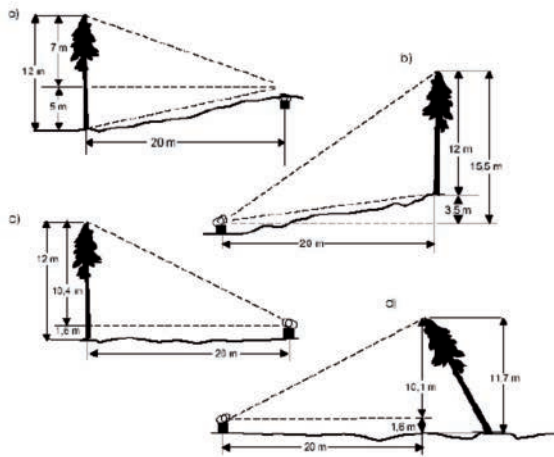




Figura 8. Medición de alturas: aparatos de medida utilizados, Suunto para las visuales a la copa y a la base del árbol, y cinta métrica para posicionarse a una distancia conocida



- Sustrato: Se ha evaluado el sustrato que se encuentra al lado del árbol, en limo, arena, grava, gravilla, cantos rodados y bolos, partiendo de la American Geophysical Union, tal y como se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Categorías y tamaños de las partículas consideradas para la variable del sustrato

Categoría	Diámetro medio partículas
Limo	< 0,062 mm
Arena	0,062 mm - 2 mm
Gravillas	2-8 mm
Gravas	8-64 mm
Cantos	64-256 mm
Bolos	256 -1.024
Grandes bloques	1.024 mm
Roca madre	Roca continua

Se ha calculado el volumen para aquellos ejemplares con datos de diámetro y de altura.

Figura 9. Ejemplo de chopera naturalizada de la Faja 1



Figura 10. Diferentes especies de ribera en la Faja 12



4.3.2. DATOS DE TOPOGRAFÍA

Durante los meses de octubre y noviembre del 2012 se ha realizado el levantamiento topográfico de cada una de las fajas inventariadas y del río, con el objetivo de obtener:

- Las cotas de la base de los ejemplares inventariados.
- La batimetría, para conocer la profundidad del thalweg (línea que une los puntos más bajos a lo largo de toda la longitud del lecho de un río) en cada faja.
- Obtención de un MDT de las fajas inventariadas.

Se tomaron puntos de la zona de ribera con una estación total Topcom y con un GPS diferencial Leyca para conocer las coordenadas de cierre de las fajas con una mayor precisión. Se definieron así las ubicaciones en X, Y y Z de los puntos característicos de la topografía de las fajas (batimetría del río, orillas, talud, líneas de rotura...), así como los relativos a las bases de los árboles y regenerado.



Figura 11. Estacionamiento en diversas fajas



Figura 12. Estacionamiento en diversas fajas



Figura 13. Batimetría en una faja vadeable y en una Zona no vadeable, respectivamente



La distribución de la vegetación se ha relacionado con la distancia y altura al thalweg, ya que el gradiente vertical de elevación por encima del mismo es uno de los más importantes, al reflejar la disminución de la frecuencia, la duración y la profundidad de inundación experimentada en cualquier sección de la ribera (Rogers 1995). Expresa las tolerancias relativas de las especies a las perturbaciones físicas y la capacidad de las especies para

interceptar recursos tales como humedad, luz y nutrientes en diferentes posiciones a lo largo de la pendiente (James and Barns 2012).

Para ello se ha calculado la distancia sobre la horizontal (DH) y la distancia sobre la vertical (DV):



- Cálculo de DH: mediante la raíz del cuadrado de la diferencia entre las coordenadas de la base del ejemplar y el thalweg.
- Cálculo de DV: la diferencia de cotas entre la base del ejemplar y el thalweg.

En la localización del thalweg se ha seleccionado el punto más profundo tomado en la batimetría. En las fajas con isla, se ha calculado el thalweg de cada lado del río bifurcado, y la distancia de cada ejemplar de la isla ha sido referida al punto más profundo de ambos. En cuanto a los ejemplares de las márgenes se han referido al thalweg del lado correspondiente.

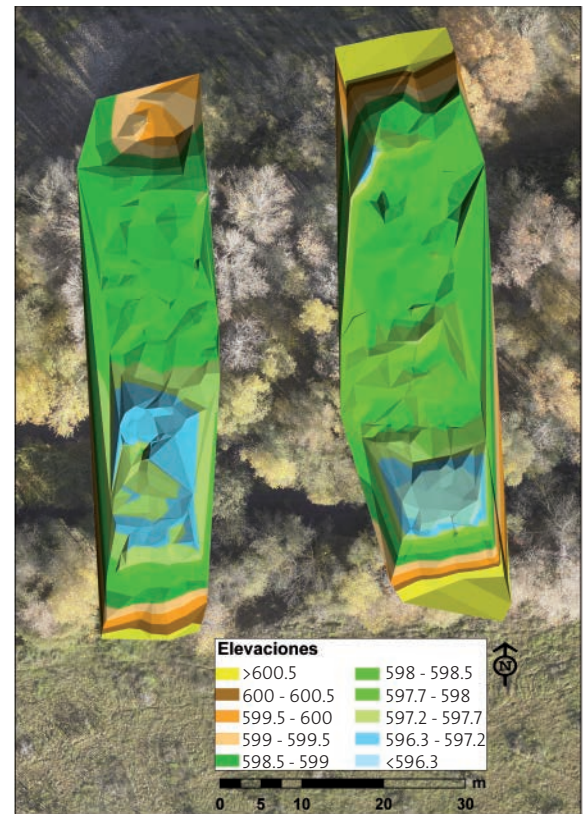
A la hora de realizar el levantamiento topográfico, no fue posible tomar las bases de todos los ejemplares previamente inventariados. Fue debido a varias razones, entre las que se encuentran:

- No ha sido posible identificar algunos ejemplares: en algunos casos no se han podido identificar en campo porque el identificador se había borrado con el paso del tiempo. No supuso problema alguno para la identificación posterior en gabinete, ya que estaba referenciado anteriormente con respecto a algún eje de coordenadas marcado en el estudio de vegetación y tomado en la topografía.
- No había visibilidad suficiente para tomar la base del árbol. En la mayoría de las fajas existían una gran densidad de árboles y arbustos, y debido al tiempo, no era posible realizar tantos cambios de estacionamiento para poder visualizar todos los ejemplares.
- No fue posible el acceso a la base del árbol, debido a la gran cantidad de vegetación.

Se calculó la Z, con ayuda del programa Arc-Gis 9.3 en aquellos ejemplares de los que no se disponía la cota, pero si los datos de X e Y a alguna referencia topografiada, a continuación se explica el procedimiento: i) primero se ubicó cada uno de los pies de las diferentes especies en las fajas, mediante la creación de un shape de puntos; ii) después, se generó un modelo digital de elevaciones vectorial (TIN) de cada una de las fajas utilizando la aplicación 3D Analyst. Para ello se utilizaron los puntos obtenidos en la topografía, eliminando los correspon-

dientes a las estacas; iii) finalmente, mediante la aplicación 3D Analyst > Functional surface > Surface Spot se calculó la cota del shape de puntos. En la Figura 14 se muestra un ejemplo del MDT de dos fajas, una de ellas con una pequeña isla, sobre la ortofoto del vuelo LIDAR.

Figura 14. Ejemplo del MDT de elevaciones de dos fajas (elevaciones en metros sobre el nivel del mar)



4.3.3. VARIABLES REGISTRADAS

Las variables registradas y utilizadas para el análisis se resumen en la Tabla 3.

Tabla 3. Resumen de variables utilizadas para el análisis

Descripción	Abreviatura	Unidad medida	Instrumento medida	Observaciones
Especie	SP			
Margen derecho, izquierdo o isla	D/IZ/IS			
Distancia horizontal al thalweg	DH	m	Cinta métrica y Estación total	
Distancia vertical al thalweg	DV	m	Estación total	
Diámetro a la altura del pecho (altura >1,3 m)	D	cm	Flexómetro	Ejemplar ramificado antes de 1,30 m, medidas de diámetros de todas las ramas
Altura ejemplares con altura >1,3 m	H	m	Suunto + cinta métrica para distanciarse (ejemplares < de 2 m)	Ejemplar ramificado antes de 1,30 m, medidas de las alturas de todas las ramas
Volumen ejemplares	VT	dm ³	Calculado mediante diámetro y altura	Ejemplar altura >1,3 m
Vigor	VI			Ejemplar altura >1,3 m
Sustrato	S			Mediante la clasificación de American Geophysical Union



4.4. IDENTIFICACIÓN DE GREMIOS DE RIBERA

Son pocos los estudios existentes y propuestas concretas de grupos funcionales de vegetación de respuesta al flujo. En la Tabla 4 se resumen los gremios propuestos según los autores.

Para la identificación de los gremios de ribera, se pretende realizar un análisis de los rasgos más característicos relacionados con el régimen hídrico de las especies encontradas en el tramo de estudio y que tengan relación directa con el régimen de caudales.

Tabla 4. Gremios propuestos en la bibliografía para grupos funcionales de vegetación de ribera

Autores	Grupos funcionales	Estudio
Stromberg et al. 1996	Obligate Wetland	Sobre los efectos la disminución de las aguas subterráneas sobre vegetación de ribera en regiones semiáridas
	Facultative Wetland	
	Facultative	
	Facultative Upland	
Stromberg et al. 2010	ObligateUpland	Clasificación de las especies leñosas en el río San Pedro, Arizona
	Hydric pioneer	
	Mesic pioneer	
	Mesic competitor	
	Xeric pioneer	
Bejarano et al. 2011b	Stress tolerato	Propuesta en el río Tiétar bajo el embalse de Rosarito, analizando las principales características de las especies leñosas y su distribución a través del río
	Xeric/Torrential	
	Mesic/Torrential	
	Xeric/Semi-torrential	
	Hydric/Torrential	
	Hydric/Semi-torrential	
	Generalist	
	Hydric/Slow-water/Flood-tolerant	
CEDEX 2011	Xeric/Slow-water/Flood-tolerant	Propuesta gremios de ribera en tres ríos diferentes, afluentes del Guadiana y del Guadalquivir
	Xeric/Slow-water/Flood-sensitive	
	Obligate Wetland	
	Facultative Wetland	
	Facultative	
	Facultative Upland	
	Obligate Upland.	

Tabla 5. Características más relevantes en cuanto al régimen hídrico de las especies muestreadas. Resumidos en base a la revisión bibliográfica (Bejarano et al. 2011b, Correia and Oliveira 1999, Serrada et al. 2008) de las especies, y criterio experto (a: años, m: metros, cm: centímetros)

Variables	Alnus glutinosa	Fraxinus angustifolia	Salix salviifolia	Salix fragilis	Salix alba	Populus nigra	Populus alba	Crataegus monogyna	Tamarix gallica
Longevidad (a)	100	120	40	40	60	80	80	30	>100
Reproducción vegetativa/cap de rebrote	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si	No	Si
Porte	Arbóreo	Arbóreo	Arbusto/Arbóreo	Arbóreo	Arbóreo	Arbóreo	Arbóreo	Arbusto	Arbusto
Altura (m)	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.
Diámetro (cm)	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.	Ind.
Corteza surcada	No	No	Si	Si	Si	Si	No	No	No
Flexibilidad del tallo	Baja	Baja	Alta	Baja	Media	Alta	Baja	Baja	Alta
Resistencia a la sequía	Bajo	Media	Media	Baja	Baja	Media	Media	Alta	Alta
Tolerancia Anoxia	Alta	Baja	Baja	Baja	Baja	Media	Media	Baja	Baja
Tolerancia a la inmersión	Alta	Media	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Muy Baja	Baja
Raíz de fijación	Alta	Alta	Alta	Baja	Baja	Alta	Alta	Media	Alta



Además, se tendrán en cuenta una serie de rasgos característicos de las especies de ribera, atributos clave de las especies ribereñas muestreadas, desarrollados a partir del estudio de Merrit et al. 2010 (se muestra una tabla resumen en el Anexo II). Para ello se han seleccionando 10 características que se muestran en la Tabla 5, algunas de ellas tienen que ver con la especie, y se exponen en la tabla (son generales de la especie) y otras son específicas del individuo (Ind.).

4.5. ANÁLISIS DE DATOS

Se han utilizado los programas R (V.2.15.2), R Studio y SPSS 17.0, en los análisis estadísticos para la validación inicial de determinados tests estadísticos y para el desarrollo final de los análisis seleccionados.

Para conocer la correspondencia existente entre la composición de las comunidades vegetales de ribera y el régimen hídrico se ha estudiado la relación de aquellas con el gradiente de inundación, definido por la distancia y la altura de los ejemplares de cada especie respecto a la altura y distancia al thalweg (DV y DH respectivamente), de forma analítica y gráfica.

En un primer momento se hizo un análisis exploratorio de las variables inventariadas por fajas, para tener una primera aproximación relativa a la distribución de las variables DV y DH para cada especie. Para ello se estimaron los estadísticos descriptivos de tendencia central y variabilidad de dichas variables explicativas (media, mediana, desviación típica...) y gráficos con los que poder conocer la forma de la distribución estadística de esas variables (histogramas, boxplot, scatter plot).

Dado que, para la correcta aplicación de los test estadísticos de comparación de grupos uno de los requisitos iniciales es la normalidad de la distribución de los datos para las variables en estudio, fue necesario comenzar por dicha comprobación para cada especie. Para el estudio de la normalidad se han realizado estudios gráficos (Cuantiles normales y gráficos de densidad) y analíticos (test de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro), para los datos originales y datos a los que se le aplican transformaciones del tipo "función logarítmica" y similares para intentar conseguir comportamiento normal.

El gran tamaño de la muestra implica que la normalidad de las variables no fuese absolutamente indispensable, pero si debían verificarse la igualdad de varianzas entre grupos de datos lo cual se comprobó mediante un test de igualdad de varianzas y otro para la homocedasticidad (homogeneidad de varianzas), para verificar si se cumplen los requerimientos básicos para la correcta aplicación del test del ANOVA (de comparación de medias de tres o más grupos).

No se cumplieron todos los requerimientos con todas las variables en todas las especies para la correcta aplicación de test paramétricos, así que fue necesaria la utilización de test no paramétricos, test de Kruskal-Wallis (análisis de varianza unifactorial por rangos). En el caso de existir diferencias significativas, se realizaron además análisis por parejas de especies y grupos para intentar reconocer los conjuntos de datos similares o que marcaban las diferencias (Kruskal-Wallis).

Así pues, para complementar los análisis anteriores se aplicaron técnicas multivariantes de agrupamiento y clasificación, para explorar si dichos procesos podrían agrupar las especies. Previamente, a las variables continuas (DV, DH y D) utilizadas para estos análisis multivariantes se les aplicó previamente una renormalización. Las técnicas han sido: i) de agrupamiento se utilizaron clúster jerárquico y k-medias; ii) de clasificación de datos fueron los Árboles de Clasificación y Regresión (Classification And Regression Trees, CART, Breiman et al. 1984).

En este apartado se ha tenido en cuenta también los diámetros (D) y el vigor (V), ya que el diámetro se puede relacionar directamente con la edad, y el vigor con la idoneidad del lugar ocupado por el ejemplar.

5. RESULTADOS

5.1. ESTUDIO DE LA ALTERACIÓN HIDROLÓGICA

Se han analizado una serie de años desde el 1972-73 hasta el 1992-93 en el estudio del IAHRIS, ya que en el 1994 faltaban dos meses de datos, pero se consideran suficientes, porque tal y como se muestra en la Figura 1, una de las grandes regulaciones del tramo, el embalse de El Vado, entró en funcionamiento en el 1972.

Tabla 6. Resultado IAHRIS valores habituales

		Índices de Alteración Hidrológica			Nivel I	Nivel II	Nivel III	Nivel IV	Nivel V
		Valor	Código	Denominación	0.8 < I ≤ 1	0.6 < I ≤ 0.8	0.4 < I ≤ 0.6	0.2 < I ≤ 0.4	0 < I ≤ 0.2
Valores habituales año medio	Magnitud	0.32	IAH1 med	Magnitud de las aportaciones anuales					
		0.31	IAH2 med	Magnitud de las aportaciones mensuales					
	Variabilidad	0.33	IAH3 med	Variabilidad habitual					
		0.37	IAH4 med	Variabilidad extrema					
	Estacionalidad	0.70	IAH5 med	Estacionalidad de máximos					
		0.72	IAH6 med	Estacionalidad de mínimos					

Tabla 7. Resultado IAHRIS valores avenidas

Aspecto	Índices de Alteración Hidrológica			Nivel I	Nivel II	Nivel III	Nivel IV	Nivel V
	Valor	Código	Denominación	0.8 < I ≤ 1	0.6 < I ≤ 0.8	0.4 < I ≤ 0.6	0.2 < I ≤ 0.4	0 < I ≤ 0.2
Magnitud	0.56	IAH7	Mag. avenidas máximas					
	0.84	IAH8	Mag. caudal generador del lecho					
	0.39	IAH9	Frecuencia del caudal de conectividad					
	0.51	IAH10	Mag. avenidas habituales					
Variabilidad	0.56	IAH11	Variab. avenidas máximas					
	0.45	IAH12	Variab. avenidas habituales					
Duración	0.48	IAH13	Duración de avenidas					
Estacionalidad	0.80	IAH14	Estacionalidad de avenidas					

Tabla 8. Resultado IAHRIS valores sequías

Aspecto	Índices de Alteración Hidrológica (Iah)			Nivel I	Nivel II	Nivel III	Nivel IV	Nivel V
	Valor	Código	Denominación	0.8 < I ≤ 1	0.6 < I ≤ 0.8	0.4 < I ≤ 0.6	0.2 < I ≤ 0.4	0 < I ≤ 0.2
Magnitud y Variabilidad	0.41	IAH15	Mag.sequías extremas					
	0.39	IAH16	Magnitud sequías habituales					
	0.56	IAH17	Variabilidad de las sequías extremas					
	0.69	IAH18	Variabilidad de las sequías habituales					
Duración	0.29	IAH19	Duración de sequías					
	1.00	IAH20	Nº de días con Q=0					
Estacionalidad	0.04	IAH21	Estacionalidad de sequías					

En el Anexo I se pueden consultar los informes más relevantes de la salida del programa IAHRIS, aquí se presenta un resumen de los índices de alteración y del significado biológico de los índices que peor valor presentan, en relación a la vegetación de ribera según Martínez and Fernández 2010b.

Tal y como se muestra en la Tabla 6 de índices de alteración de valores habituales, fallan cuatro de seis índices evaluados, que tienen que ver con la magnitud y variabilidad de las aportaciones, a nivel anual y mensual. En general, estos índices se relacionan con el contenido de humedad en el suelo para las plantas.

En la Tabla 7 se muestran los índices referentes a las avenidas. El del valor más bajo corresponde a la frecuencia del caudal de conectividad, representativo de los caudales máximos que garantizan la conexión cauce-llanura de inundación, facilitando el acceso a esta zona y manteniendo las condiciones de humedad apropiadas. Se relaciona con el rejuvenecimiento general del hábitat ripario, con la creación de condiciones adecuadas para el desarrollo de especies vegetales en sus primeros estadios, y es un estímulo para la germinación de numerosas especies vegetales.

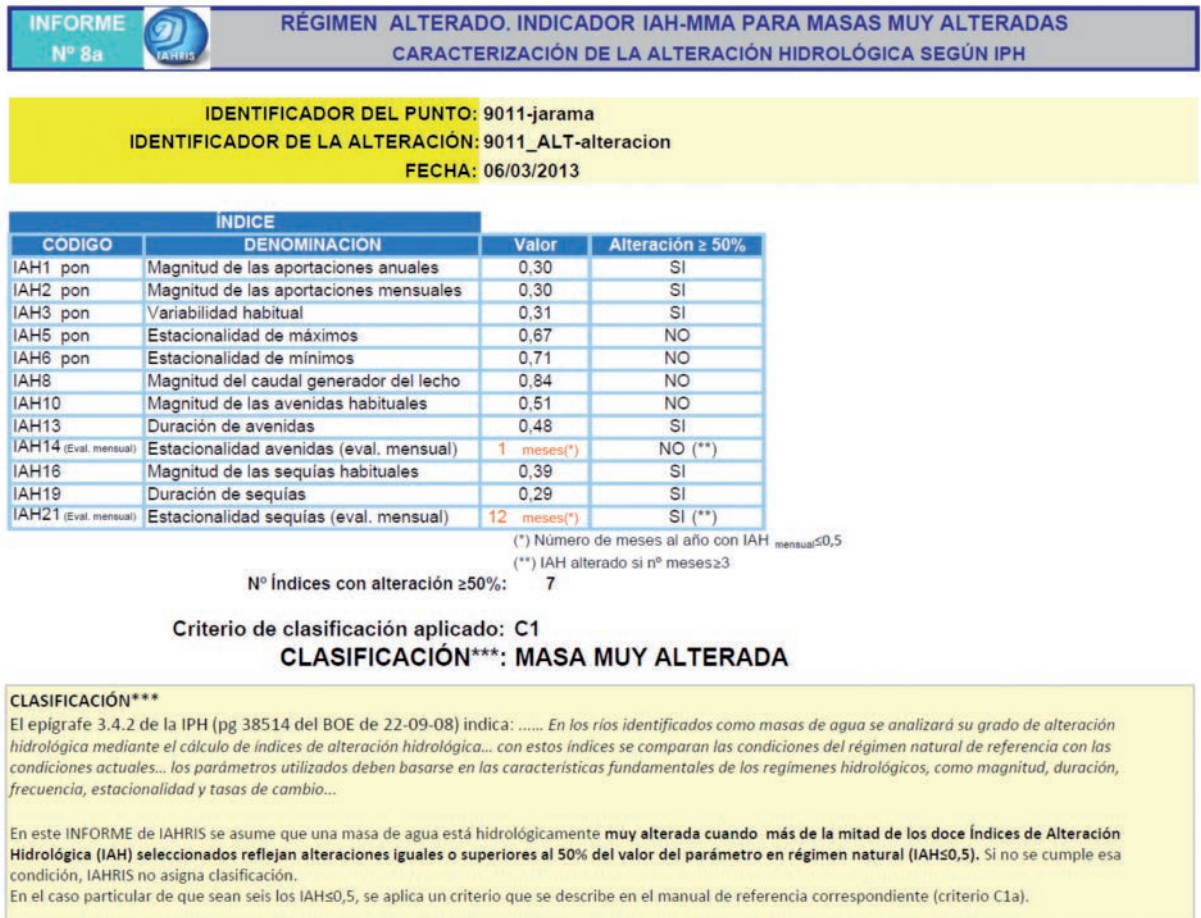
Los índices más bajos reflejados en la Tabla 8 de índices de sequías tienen que ver con la magnitud y duración de las mismas. La magnitud de los caudales mínimos se relaciona con las oportunidades de crecimiento y desarrollo para muchas espe-

cies y en el control de la dinámica del ecosistema, regulando la intrusión de especies exóticas.

Finalmente, los informes aportados por el IAHRIS clasifican el presente tramo como "Masa Muy Alterada" (Figura 15 y Anexo I).



Figura 15. Resultado de la alteración del tramo según las indicaciones de la IPH (IPH 2008)



5.2. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Se presentan los resultados divididos en varias partes. Por un lado el análisis exploratorio realizado sobre el regenerado (ejemplares de < 1.3 m de altura), y por otro el realizado a la muestra de no regenerado (ejemplares de >1.3 m de altura). A su vez también se dividió esta muestra en función de su diámetro: pies mayores y pies menores, en un intento por ver si existían diferencias.

La mayoría de los test se centraron en la muestra total sin regenerado, sobre la que se aplicó los no paramétricos y las técnicas de agrupamiento y clasificación.

En cuanto a las condiciones del tramo, las doce fajas inventariadas presentaban una topografía muy diferente, y como es de esperar a lo largo de los 750 m muestreados, el río también presentaba una elevada heterogeneidad. Las más destacables se encontraban en las fajas con pozas, que no eran vadeables, como era el caso de la faja cuatro y de la faja diez. Tres de las doce fajas presentaban isla.

5.2.1. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS EXPLORATORIOS SOBRE EL REGENERADO

Se han inventariado 1045 ejemplares de regenerado, repartidos entre las siguientes especies:

Tabla 9. Inventario del regenerado muestreado

Especie (SP)	Abreviatura	Número
<i>Alnus glutinosa</i>	Ag	3
<i>Crataegus monogyna</i>	Cm	15
<i>Fraxinus angustifolia</i>	Fa	595
<i>Populus alba</i>	Pa	294
<i>Populus nigra</i>	Pn	39
<i>Salix alba</i>	Sa	5
<i>Salix fragilis</i>	Sf	11
<i>Salix salviivolia</i>	Ss	24
<i>Tamarix gallica</i>	Tg	57

Lo más destacable del regenerado es que es muy heterogéneo a lo largo de las fajas. Se ha encontrado un gran número de rege-



nerado de *Fraxinus angustifolia* y de *Populus alba* (de este último concentrado casi todo en dos fajas). Por otro lado, existe muy poco de *Alnus glutinosa*, de *Populus nigra* y del género *Salix spp.*

Figura 16. Box-Plot DV/SP (regenerado)

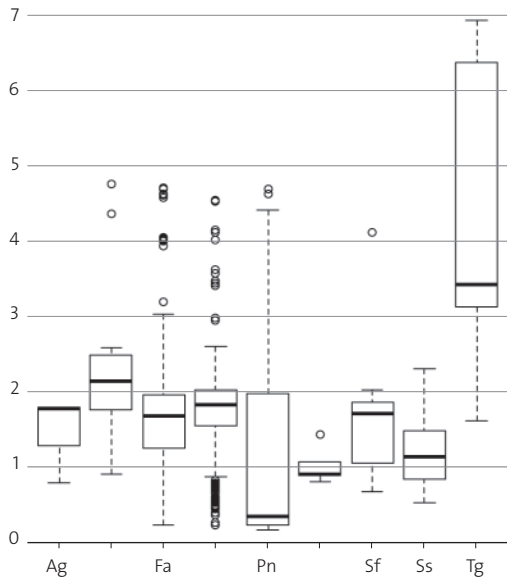
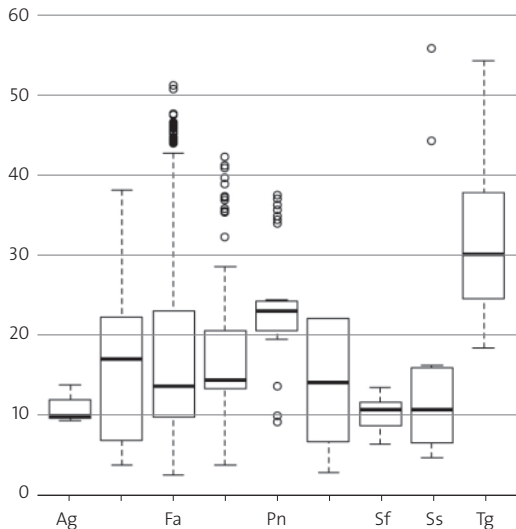


Figura 17. Box-Plot DH/SP (regenerado)



En cuanto al Box-Plot se observan algunos datos atípicos, sobre todo en las dos muestras con elevados datos. En las Figuras 17 y 19 se muestran los *Scatter plots* de la distribución del regenerado en cuanto a DV y DH, con la media de los valores en rojo. Lo más destacable es que regenerado de *Fraxinus angustifolia*, *Populus alba* y *Populus nigra* "comienzan" a unos valores bajos de DV. También ocurre con DH para la mayoría del regenerado.

Figura 18. Scatter-Plot DV/ SP

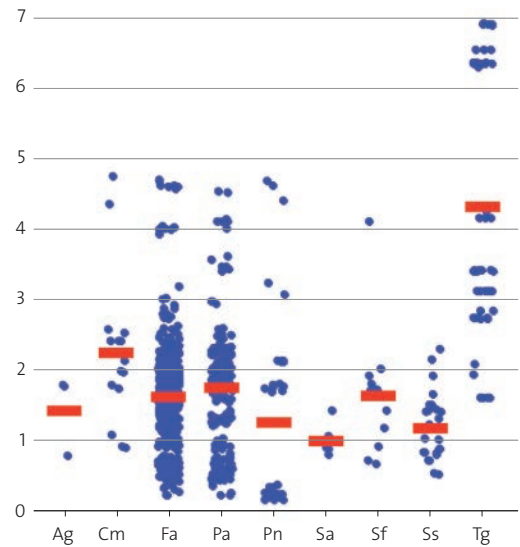
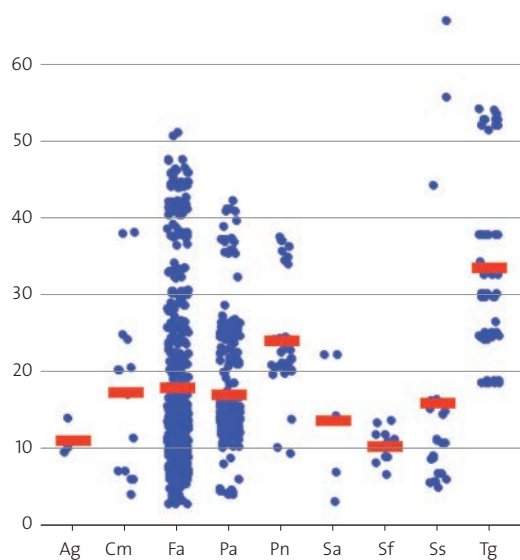


Figura 19. Scatter-Plot DH/ SP



5.2.2. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS SOBRE LA MUESTRA DE >1.30 M DE ALTURA

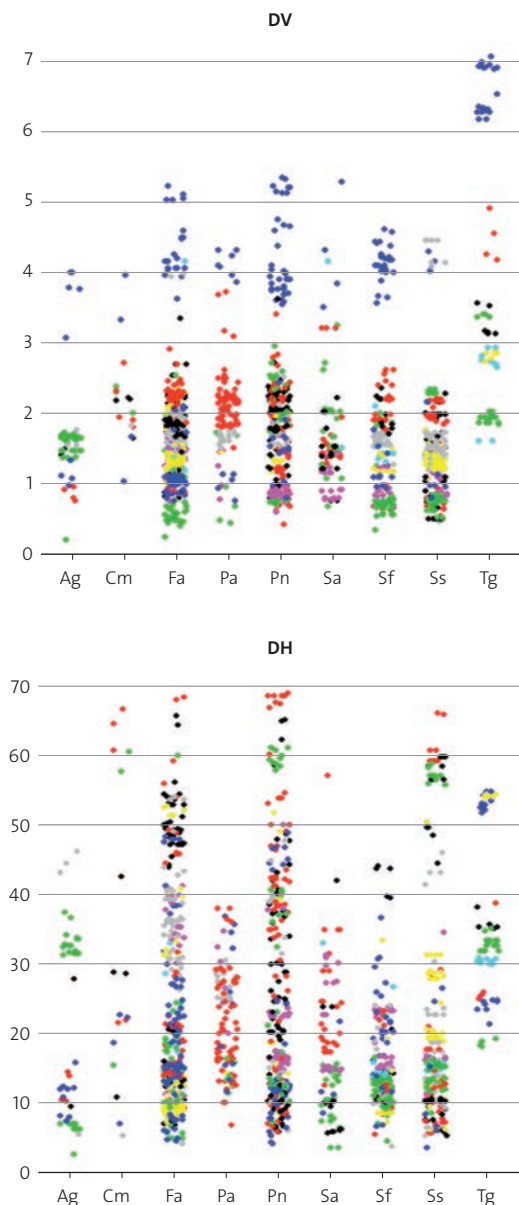
Se han tomado datos de 1525 ejemplares de los árboles mayores de 1.3 m, repartidos en nueve especies. En la Tabla 10 se muestra un resumen con las especies, según se muestrearon en el margen derecho (D), margen izquierdo (IZ) o en las islas (IS), donde puede observarse que se ha obtenido un elevado número de muestra para la mayoría de las especies.



Tabla 10. Inventario de especies muestreadas

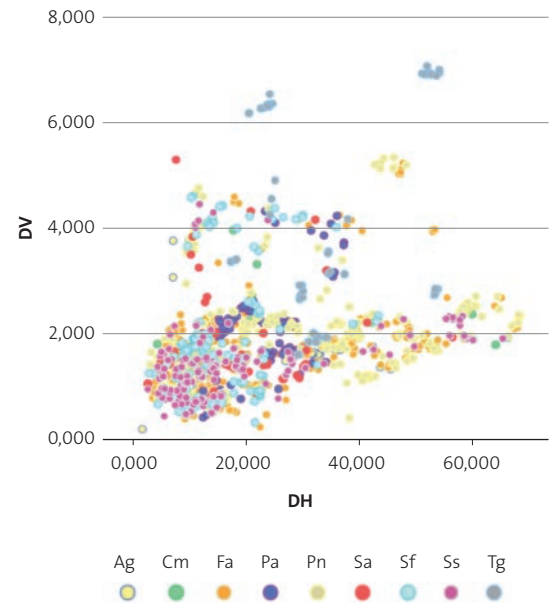
Especie	Abreviatura	D	IZ	IS	Total
Alnus glutinosa	Ag	7	39	3	49
Crataegus monogyna	Cm	5	11	1	17
Fraxinus angustifolia	Fa	224	194	46	464
Populus alba	Pa	92	9	5	106
Populus nigra	Pn	117	162	9	288
Salix alba	Sa	26	52	7	85
Salix fragilis	Sf	86	54	35	175
Salix salviifolia	Ss	162	100	16	278
Tamarix gallica	Tg	51	12	0	63

Figura 20. Distribución espacial de los ejemplares en función de DV y DH



Se observaron diferencias entre las variables estudiadas DV/DH entre las fajas, siendo la faja cuatro la de mayores diferencias para la variable DV. En la Figura 20 se muestra la distribución espacial de los ejemplares en cada faja, los diferentes colores corresponden a las fajas, siendo el azul oscuro el de la faja cuatro.

Figura 21. Distribución de las especies en cuanto a DV y DH



En cuanto a la distribución de los datos totales frente a DV y DH (Figura 21) y a grandes rasgos, la mayoría de los ejemplares prefieren una posición de 2.5 m por encima del thalweg y menos de 30 m de distancia del mismo. En la misma gráfica se observa que para los grupos más numerosos como *Salix salviifolia* (Ss) y *Populus nigra* (Pn), una preferencia por rangos de DV y DH, (no una disposición aleatoria), aunque exista algún grupo con pocos ejemplares disperso.

En las Figuras 22 y 23 se exponen los Box-Plot, Figuras 22 y 23 se representan los datos de DV y del DH por especie, observando que cada especie tiene unos rangos de DV y de DH, lo que implica que tienen comportamientos distintos frente a las variables estudiadas.

Se observan bastantes datos atípicos, lo que parece indicar que, aunque las especies riparias tengan unos rangos idóneos de DV y DH, también se pueden desarrollar en otras zonas donde encuentren una serie de variables idóneas, como presencia de luz o requerimientos edáficos, pero es el caso de pocos ejemplares sobre la totalidad.



Figura 22. Box-Plot DV/SP

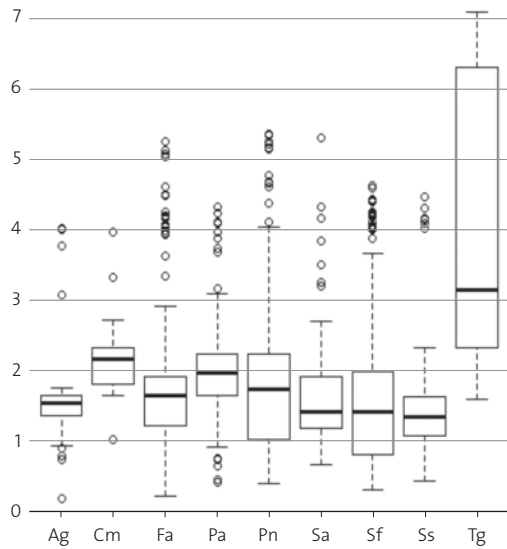


Figura 24. Gráfico Normal Q-Q DV/Fraxinus angustifolia (Fa)

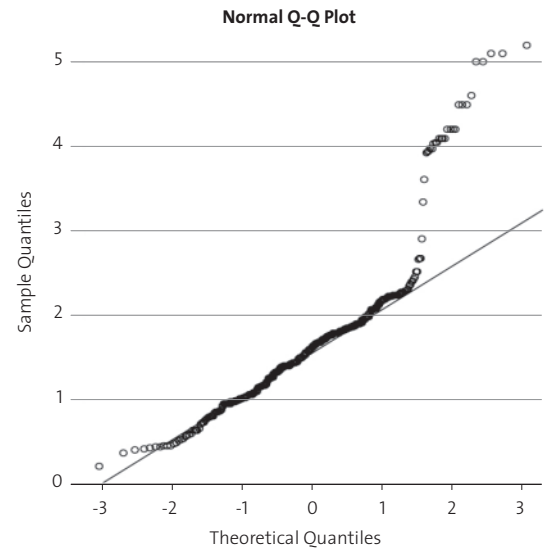


Figura 23. Box-Plot DH/SP

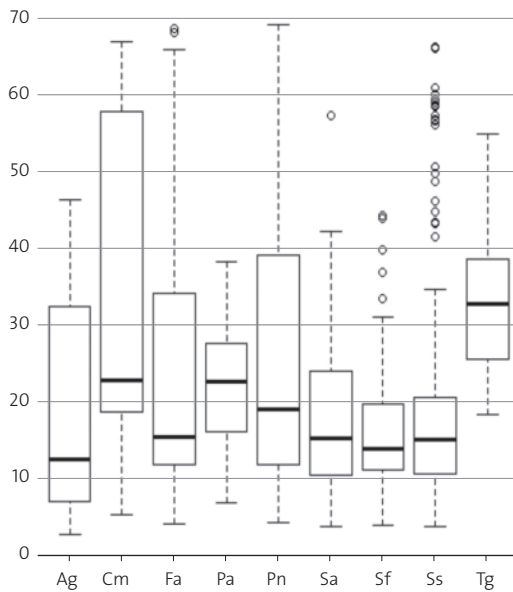
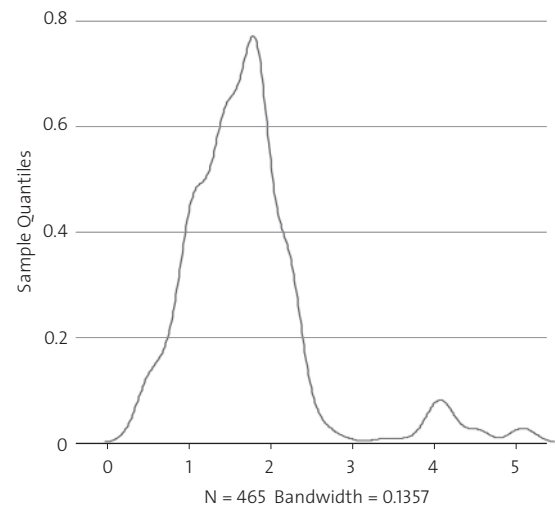


Figura 25. Gráfico de densidad DV/Fraxinus angustifolia (Fa)



Previo al estudio de si existen diferencias significativas entre especies, se ha realizado la comprobación de la normalidad de los datos, mediante gráficos (de Cuantiles y de densidad) y tests de normalidad (Shapiro-Wilk para las muestras menores de 30 ejemplares, y Kolmogorov-Smirnov para mayores).

En las Figuras de la 24 a la 27 y en la Tabla 11 se muestran los resultados obtenidos.



Figura 26. Gráfico Normal Q-Q DV/Crataegus monogyna (Cm)

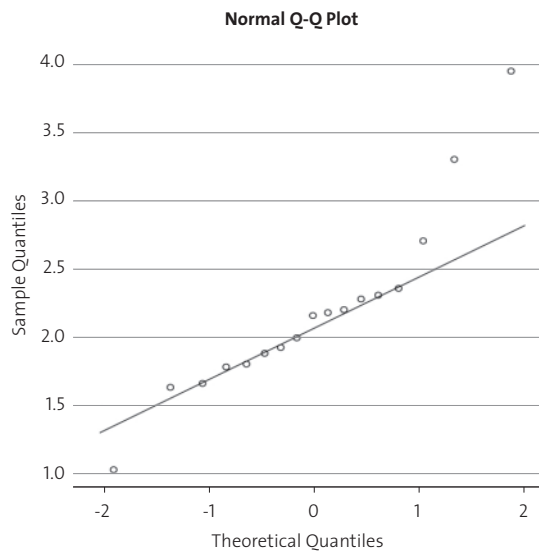


Figura 27. Gráfico de densidad DH/ Crataegus monogyna (Cm)

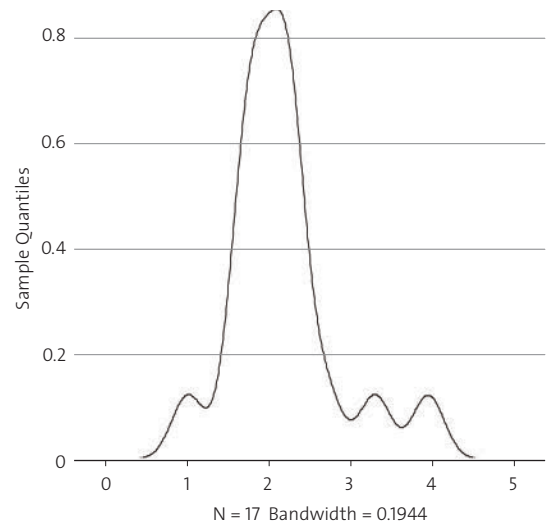


Tabla 11. Resultados de los test de normalidad para los datos sin transformar y transformados

Variable	Sp	Nº ejemplares muestreados	Tests	P-valor datos sin modificar	P-valor datos modificados log	P-valor datos otras modificaciones
DV	Ag	49	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
	Cm	17	Shapiro-Wilk	0.062		
	Fa	465	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
	Pa	106	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
	Pn	288	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
	Sa	85	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.020
	Sf	175	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
	Ss	277	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
	Tg	63	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
DH	Ag	49	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
	Cm	17	Shapiro-Wilk	0.030	0.000	0.214
	Fa	465	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
	Pa	106	Kolmogorov-Smirnov	0.006	0.002	0.012
	Pn	288	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
	Sa	85	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.218	0.788
	Sf	175	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.008	0.009
	Ss	277	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.000	0.000
	Tg	63	Kolmogorov-Smirnov	0.000	0.006	0.001



A rasgos generales, la única especie que se comporta como normal es la que menos datos tiene, el *Crataegus monogyna*. El resto, exceptuando los datos modificados de DH de *Salix alba* no pasan los tests (P-Value=0.05). Si se observa las Figuras 24 y 25, el *Fraxinus angustifolia*, con 421 datos, podría comportarse normal si no fuesen por unos pocos datos. Esto es debido a que, con muestras de gran tamaño, la potencia estadística del test es muy elevada, y unos pocos datos atípicos pueden impedir que el test sea positivo.

Aun así se hicieron pruebas eliminando los datos de la Faja 4, porque como se observó al principio es la faja que más se diferencia del resto, mejorando algunos datos, pero sin convertirse en normales. Casualmente mejoran las especies con menos datos, pero no se obtienen cambios relevantes.

En cualquier caso, como ya se indico, con los tamaños de muestras suficientemente grandes, por el teorema central del límite se puede asumir dicha comportamiento aunque el resultado del test no sea positivo. Sin embargo la igualdad de varianzas (var.test) y la homogeneidad de varianzas (mediante el Test de Barlet) para cada par de valores, dando como muy significativo el P-Value, y rechazando las hipótesis nulas de igualdad de varianzas y/o de homogeneidad de varianzas para la mayoría de los pares de datos. Por ello se ha trabajado con test no paramétricos, más en concreto, el test de Kruskal-Wallis.

La técnica de Kruskal-Wallis prueba la hipótesis nula de que las k muestras provienen de la misma población o de poblaciones idénticas con la misma mediana.

En las Tablas 12 y 13 se presentan los resultados por parejas de datos mediante código de colores, en verde el test ha dado no significativo (aceptamos Ho); en amarillo: ha salido como significativo (no aceptamos Ho).

Tabla 12. Resultados del Kruskal test por parejas para DV/SP

DV	AG	CM	FA	PA	PN	SA	SF	SS	TG
AG									
CM									
FA									
PA									
PN									
SA									
SF									
SS									
TG									

Tabla 13. Resultados del Kruskal test por parejas para DH/SP

DV	AG	CM	FA	PA	PN	SA	SF	SS	TG
AG									
CM									
FA									
PA									
PN									
SA									
SF									
SS									
TG									

Referente a la DV, y por grupos, Sf, Sa y Ag no han sido significativas (p-value = 0.58), por lo que se acepta la hipótesis nula. Para el grupo de los tres Salix y Ag el p-value = 0.04, por lo que se rechaza la hipótesis nula. Esto es debido a que p-value = 0.01 para el par de especies de AgSs.

Por lo tanto puede afirmarse que las especies con similares medianas en cuanto a las variables de posicionamiento con respecto al thalweg, DV y DH, son la siguientes: Pa-Cm: *Populus alba* y *Crataegus monogyna*; Sa-Ag: *Salix alba* y *Alnus glutinosa*; Sf-Ag: *Salix fragilis* y *Alnus glutinosa*; Sf-Sa: *Salix fragilis* y *Salix alba*; Ss-Sf: *Salix salviifolia* y *Salix fragilis*; el grupo de Sf, Sa y Ag de *Salix fragilis*, *Salix alba* y *Alnus glutinosa* y Sa-Fa, *Salix alba* y *Fraxinus angustifolia*. En cuanto a Pn-Fa (*Populus nigra* y *Fraxinus angustifolia*) es significativa (p-value = 0.02) en DH, pero no para DV.

5.2.3. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS EXPLORATORIOS SOBRE LA MUESTRA DIVIDIDA

Después de este análisis, se ha planteado si existe alguna variable dentro de la especie, que influya en su posicionamiento, y más en concreto, el diámetro.

Por lo tanto, se ha dividido la muestra en pies menores y pies mayores (Villanueva 2007). El límite se ha puesto en 7,5 de diámetro en árboles, y en arbustos (*Tamarix gallica* y *Crataegus monogyna*) en 2.5. En la Tabla 14 se muestra la división.

Tabla 14. Pies mayores y menores en función del diámetro

Especie	Pies mayores	Pies menores	Total
<i>Alnus glutinosa</i>	43	6	49
<i>Crataegus monogyna</i>	-	17	17
<i>Fraxinus angustifolia</i>	66	399	464
<i>Populus alba</i>	17	89	106
<i>Populus nigra</i>	224	64	288
<i>Salix alba</i>	71	14	85
<i>Salix fragilis</i>	128	47	175
<i>Salix salviifolia</i>	90	187	278
<i>Tamarix gallica</i>	49	14	63
TOTAL	688	837	1.531



Se hicieron las pruebas de normalidad, y las de igualdad de varianzas. De nuevo, tan solo los grupos con pocos datos pasan los test. Así pues, para estos grupos se realizaron tests no paramétricos dado que no sería correcto aplicar el test ANOVA de comparación de medias sin que se cumplan al menos el requisito de homocedasticidad.

Para explorar un poco las diferencias entre pies mayores y menores, se muestran en las Figuras 28 y 29 los Box-Plot de la variable DV para ambos grupos, y en las 30 y 31 los gráficos de dispersión por especie de la variable DV, con el valor de la media en rojo.

Figura 28. Box-Plot DV grupo pies menores

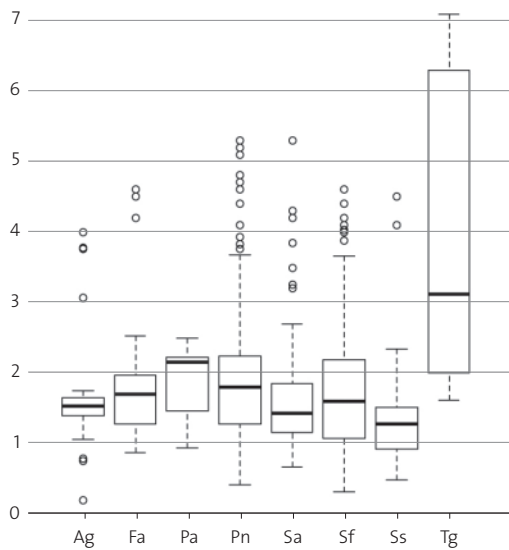
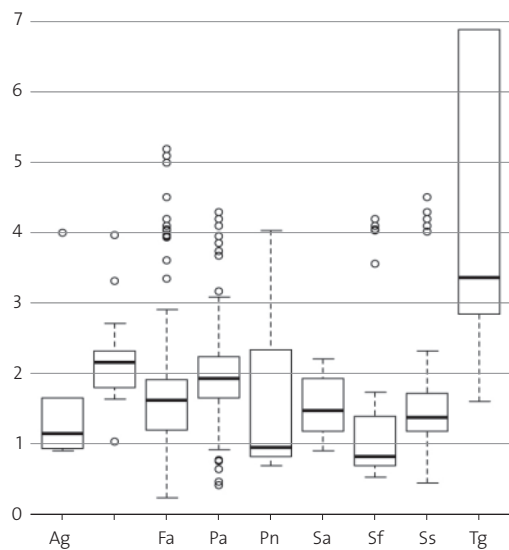


Figura 29. Box-Plot DV grupo pies mayores



En el Box-Plot se observa que en la mayoría de las especies, las medianas de los pies menores son menores que las de los

pies mayores, exceptuando *Salix alba*, *Salix salviifolia* *Fraxinus angustifolia* y *Tamarix gallica*.

Figura 30. Pies mayores/DV

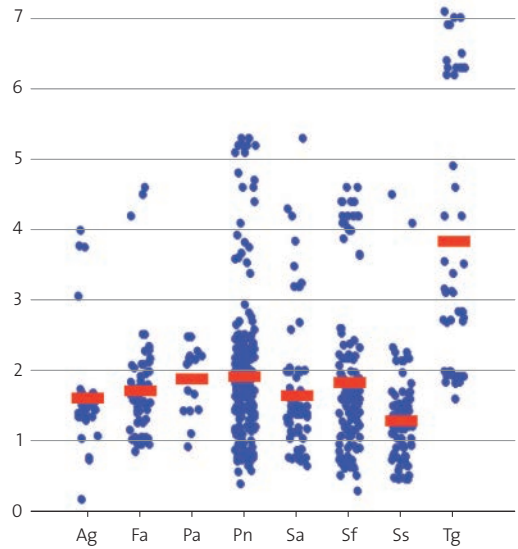
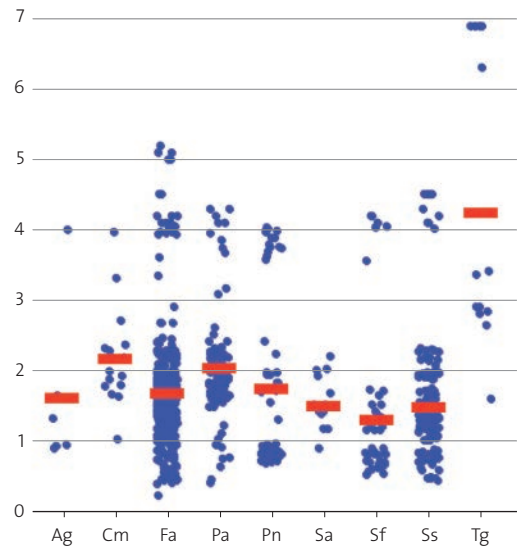


Figura 31. Pies menores/DV



En todos los gráficos anteriores se observan bastantes valores atípicos en la parte superior, que en su mayoría se corresponden con la faja cuatro (Figura 15).

En los gráficos se observan diferencias en algunas especies, particularizando:

- En *Alnus glutinosa* existen pocos pies menores, y de la especie *Crataegus monogyna* son todos pies menores.
- Los adultos de *Fraxinus angustifolia* se encuentra más localizados entre 1 m y 2 m de altura, mientras que los pies menores se localizan entre 0.3 y 2.5 m de altura.



- Con la especie *Populus alba* ocurre un poco lo mismo, los pies más pequeños están más dispersos, llegando desde zonas más bajas a más altas que los mayores.
- En *Populus nigra* los pies mayores siguen siendo muy numerosos, por eso se encuentra en un rango amplio de DV, pero se ve que la mayoría de los datos se encuentran entre 0.5 y 3 metros de altura, y con los menores hay un grupo cercano a 1 metro de altura.

Como ocurre en el caso anterior, las muestras de las especies que se comportan de forma normal son las de menor número de datos, por lo tanto no se pueden aplicar tests paramétricos.

5.2.4. RESULTADOS DE ANÁLISIS MULTIVARIANTE DE AGRUPAMIENTO Y CLASIFICACIÓN

Así pues se aplicaron técnicas de análisis multivariante para intentar categorizar o clasificar los datos con el objetivo de buscar similitudes entre unas y otras especies. Si el resultado es que dos especies son categorizadas en el mismo grupo, esto se debería a que hay grandes similitudes en lo relativo a las variables en estudio.

Existen dos grandes técnicas para el agrupamiento de muestras: jerárquico y no jerárquico. En este trabajo se probaron diferente configuración y algoritmos de cada una de las técnicas, obteniendo en general resultados bastante similares. Una de las cuestiones que se debe resolver inicialmente, es decidir el número de agrupaciones que debería generar la técnica en cuestión. En un principio se decidió hacer tantas agrupaciones como especies, para ver en dónde se posiciona cada especie, con qué especies, y explorar las correspondencias entre ellas.

En primer lugar, se consideraron únicamente las variables de DV y DH y se ha aplicado una técnica de agrupamiento (clústering) a la muestra global (con todas las especies). Para este primer

estudio, no se consiguió clasificar las especies en grupos que se diferenciasen de una clasificación aleatoria con ninguna de las técnicas utilizadas.

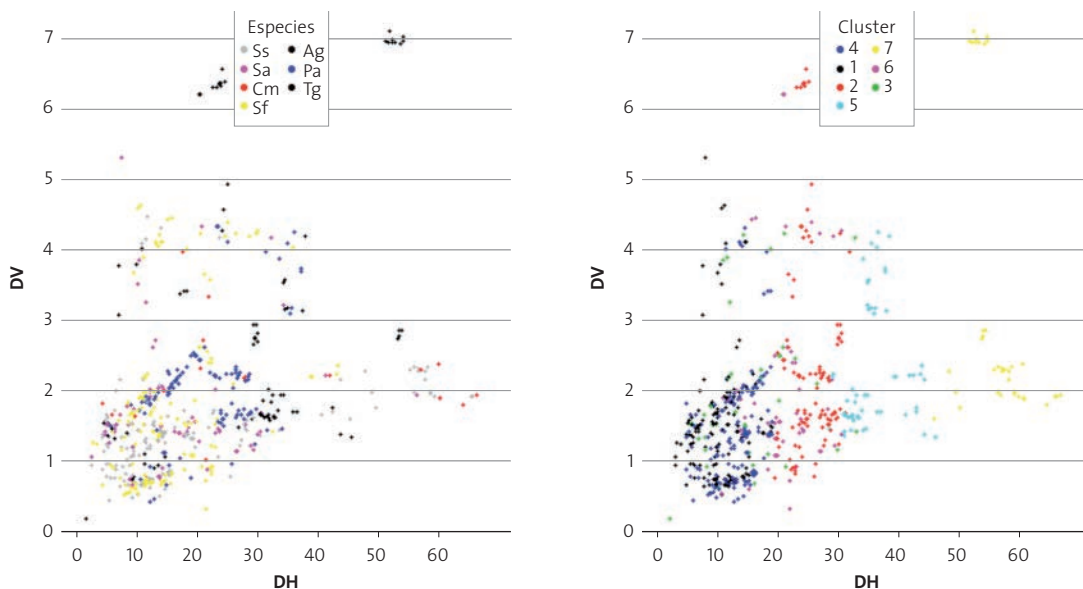
En la Tabla 15 se muestra el resultado de la aplicación de la técnica de clúster a la muestra total. Las celdas de la tabla indica el porcentaje de cada especie que es asignado a cada uno de los nueve clúster. En general este agrupamiento no consigue identificar más de un 30% de la muestra de una especie en el mismo clúster.

Tabla 15. Primer análisis clúster con todas las especies (en valores relativos % según la totalidad de la especie)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ag	2%	33%	8%	35%	0%	8%	0%	2%	12%
Cm	0%	12%	6%	12%	29%	6%	24%	12%	0%
Fa	11%	9%	11%	7%	2%	17%	8%	15%	21%
Pa	0%	27%	7%	1%	0%	3%	24%	22%	17%
Pn	9%	6%	16%	8%	8%	13%	11%	13%	16%
Sa	0%	13%	5%	14%	1%	14%	14%	25%	14%
Sf	0%	3%	3%	4%	0%	23%	18%	16%	32%
Ss	3%	8%	1%	11%	9%	16%	6%	24%	21%
Tg	24%	33%	14%	0%	0%	0%	22%	6%	0%

Se ha encontrado con importantes dificultades para conseguir resultados interesantes con las técnicas de clústering. La principal dificultad proviene del elevado número de especies consideradas simultáneamente y que en la muestra de alguna de ellas cubran todo el rango de las variables, además de la dificultad que supone la heterogeneidad de las condiciones en las que se toma la muestra (por ejemplo, la faja cuatro, Figura 32) Así, las especies más numerosas, *Faxinus angustifolia* y *Populus nigra*, eran “repartidas” entre los diferentes grupos, y estaban presentes en todos ellos, por lo que se decidió prescindir de estas dos especies y repetir los análisis con la nueva muestra.

Figura 32. Comparación respecto a DV/DH de la distribución original de la muestra por especies y de la distribución de los grupos obtenida mediante un análisis clúster jerárquico con distancia euclídea y aglomeración de Ward





En la Figura 32 se muestran los resultados de la agrupación con siete de las nueve especies. En la primera gráfica, en un lado se muestra cómo se distribuyen las especies por separado respecto a DV y DH, y por otro lado como se distribuyen las especies en los clústers planteados (7).

Tabla 16. Análisis clúster con siete especies (en valores relativos % según la totalidad de la especie)

	1	2	3	4	5	6	7
Ag	43%	2%	6%	8%	41%	0%	0%
Cm	0%	35%	0%	29%	6%	0%	29%
Pa	3%	42%	6%	35%	10%	4%	0%
Sa	42%	4%	13%	11%	5%	25%	1%
Sf	36%	7%	13%	21%	3%	21%	0%
Ss	21%	10%	1%	48%	4%	3%	12%
Tg	0%	35%	0%	6%	32%	3%	24%

Los resultados obtenidos con este análisis son los siguientes:

- Casi todos los Ag fueron asignados al clúster 5 y al 1. Este último clúster contiene además un porcentaje muy elevado de Sa, Sf y Ss (lo que indica que son similares para las variables evaluadas y pueden "confundirse" entre sí).
- En el clúster número 2 (en rojo en la Figura 32 derecha) contiene a la mayoría de los Pa, también la mayoría de los Cm y Tg. Esto indica que estas especies se pueden confundir. Los Pa asociados a este clúster son los de menor diámetro, por ello se han agrupado con los Cm y Tg.

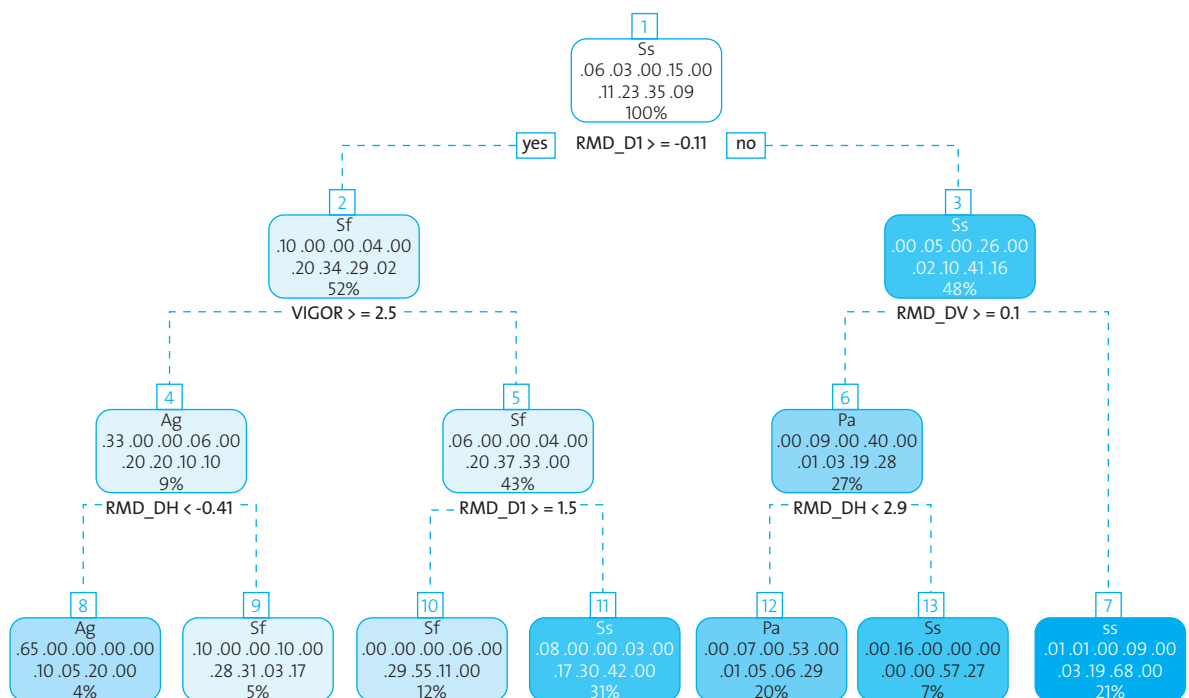
- El número 3 no tiene muy definida una especie asignada, hay parte de Sa y Sf.
- El clúster número 4 (azul en la Figura 32 derecha), identifica bastante bien los Ss, y se introducen Sf y Pa. Se pueden confundir Ss, Sf y Pa.
- En el clúster 6 (morado en la Figura 32 derecha) podría clasificar los Sa y Ss más alejados del río que los del clúster 1.
- El clúster número 7 (amarillo en la Figura 32 derecha) se corresponde bastante con Tg, Cm y con Ss, aunque la mayoría de ellos se reparten en el clúster 4. Lo que esto podría indicar que Ss, Tg y Cm se pueden confundir entre sí.

En cuanto al árbol de clasificación (técnica de agrupamiento), después de diversas pruebas, también se han optado por retirar el *Fraxinus angustifolia* a y el *Populus nigra* debido a que no se conseguía nada interesante. En este caso, las variables cuantitativas también se han renormalizado.

El árbol de clasificación de las especies se muestra en la Figura 33.

Se observa como organiza las distintas ramas de clasificación dependiendo de ciertos valores de las cuatro variables que estamos usando, clasificando aquellas especies con un cierto diámetro y vigor, y que comparten altura y distancia respecto al thalweg. Estos árboles se corresponden con reglas con las que se van identificando cada uno de los grupos. Por ejemplo, una regla para identificar el Ag, sería que tenga un diámetro < -0.11 (renormalizado) un vigor menor de 2.5 (es decir distinto de 3) y un DH < -0.41 (también renormalizado).

Figura 33. Tres primeros niveles del árbol de clasificación de especies obtenido, en relación a DV, DH, diámetro y vigor





Para ver la similitud entre especies lo mejor es ver la matriz de confusión del modelo generado en el árbol (Tabla 17), y examinar qué especies no son bien clasificadas por el modelo. En la siguiente tabla se resume (en tanto por uno), la diagonal, sombreada en gris, debería de ser 1 si la predicción fuese perfecta. Hay que señalar que dado que se están clasificando 7 especies y las dificultades procedentes de la heterogeneidad de las fajas (comentada anteriormente), conseguir que identificar adecuadamente a los árboles de una especie en más del 70% de los casos indica que el modelo de clasificación se ha comportado muy bien a la hora de identificar la mayoría de ejemplares de una especie. También hay que señalar que parece razonable considerar que cuando aparece un porcentaje superior al 10% de los miembros de una especie clasificados como miembros de otra especie, esto puede interpretarse como que estas especies no son identificables por el modelo. Es decir, que con las variables consideradas y en el contexto de estudio son especies similares.

- Si no es así, el modelo identifica la especie como otra especie, esas son las denominadas “confusiones” en este caso:
- El Cm se confunde con algunos Sf y con Pa (con los que tienen menor diámetro de estas dos especies), compartiendo hábitat.
- El Sa se confunde con el Ss y el Sf.
- El que más puede llamar la atención es la confusión del Tg con algún Sf, pero se debe a 8 ejemplares (5 de los cuales están en la faja 4), los de mayor diámetro de Tg. Las demás especies puede decirse que las clasifica razonablemente bien, y el resto de valores tan bajos se deben a errores esperables en la técnica de clasificación.

Tabla 17. Análisis clúster con siete especies (en valores relativos de tanto por uno según la totalidad de la especie)

		Predicido por el modelo						
		Ag	Cm	Pa	Sa	Sf	Ss	Tg
Actual	Ag	0.76	0	0	0	0.12	0.12	0
	Cm	0	0	0.59	0	0	0.41	0
	Pa	0.02	0	0.66	0.01	0.14	0.14	0.03
	Sa	0.06	0	0.01	0.16	0.48	0.28	0
	Sf	0.03	0	0.03	0.06	0.54	0.34	0
	Ss	0.03	0	0.07	0.03	0.07	0.8	0
	Tg	0.02	0	0.06	0	0.13	0	0.79

6. DISCUSIÓN

Todos los resultados obtenidos hasta ahora evidencian la enorme complejidad del funcionamiento ecológico de los ecosistemas de ribera en general, y el del tramo de estudio en particular. En este caso se manifiestan desde que cada unidad de muestreo presenta unas condiciones heterogéneas, hasta que las muestras no presentan una distribución normal. Si a esto se le añade que el tramo de estudio es un tramo muy alterado hidrológicamente, como se ha confirmado con el IAHRIS, el elenco de factores que influyen en la muestra es muy variado, y se debe

de estudiar con detalle cada uno de los rasgos de las especies que tienen que ver directamente con el régimen hídrico para definir cuidadosamente las relaciones que pueden existir.

En este trabajo se ha evidenciado que la distribución de especies del tramo de estudio responden, principalmente al gradiente de inundación, definido por la distancia y altura respecto al thalweg (DV y DH respectivamente). Los resultados de la aplicación del test de Kruskal-Wallis a la muestra indican que las respuestas de las especies del tramo con respecto a estas dos variables se pueden agregar por parejas, existiendo una pequeña relación entre sauces y alisos. El mismo test, no da claras evidencias de que haya fuertes relaciones entre otros grupos con respecto a las variables DH y DV, aunque es probable que si existen, pero que estos test no-paramétricos no sean capaces de detectarlos, porque quedan ocultas debido a problemas anteriormente descritos, diversidad y heterogeneidad de la región de estudio, en la que otros factores deben ser incluidos en el análisis.

Las especies de vegetación de ribera pueden presentar zonas idóneas de DV y DH, diferentes según el momento de desarrollo ó madurez en el que se encuentren. Al dividir la muestra en pies mayores y pies menores en función al diámetro, se han observado diferencias en cuanto al posicionamiento de las especies. También en la distribución del regenerado, como puede verse en la especie *Fraxinus angustifolia*. Los pies de regenerado y pies menores han aparecido más cercanos al cauce y a alturas más bajas que los pies mayores. Para la regeneración, las especies riparias precisan de parches abiertos de sustratos aluviales, tales como los creados por las inundaciones (Richards et al. 2002), parches húmedos de sedimento fluvial desnudo con presencia de luz (Cooper and Andersen 2012). A medida que van creciendo, sus requerimientos son diferentes, y se van quedando aquellos ejemplares que tienen las mejores condiciones en su hábitat, compitiendo por la luz y los nutrientes. El diámetro, variable relacionada directamente con la edad y la idoneidad de estación, influirá, pues, en la posición de los ejemplares.

Se han aplicado otras técnicas no-paramétricas (*Clustering* y *Regression Tree*) para confirmar la anterior relación entre especies y encontrar otras. Para este análisis se añaden más variables explicativas diámetro y el vigor (indicador del estado fitosanitario y de la idoneidad del hábitat en el que se encuentra el ejemplar) con el fin de solventar, al menos en parte, las dificultades anteriormente comentadas. Aunque los resultados no son completamente concluyentes, si han mostrado con bastante confianza algunas relaciones interesantes entre las especies consideradas. Con todo lo anterior queda claro que las dificultades son importantes, pero estos primeros resultados son esperanzadores en lo relativo a la línea de investigación a seguir.

Por lo tanto, los avances aquí descritos abren las puertas a seguir en la dirección planteada: definir los patrones introduciendo variables que tengan relación directa con el régimen hídrico, como es el diámetro, e introduciendo nuevas como puede ser la altura y otras generales de la especie.



7. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

- En este estudio se ha puesto de manifiesto que la distribución de las especies a lo largo del río no es aleatoria, que tiene una gran influencia el gradiente de inundación, definido por la distancia y altura respecto al thalweg.
- Existen relaciones entre especies en función a las respuestas de las mismas con respecto a las dos variables consideradas, también con respecto a un grupo de aliso y sauces, pero todavía no se ha definido con claridad relaciones entre otros grupos.
- Se ha evidenciado que rasgos de las especies como el diámetro, pueden influir en el posicionamiento. El diámetro es una característica vinculada a la edad, tamaño y madurez de la vegetación, ambos son rasgos de respuesta al flujo. Se han explorado técnicas de agrupamiento multivariantes (Clúster) y Árboles de Clasificación y Regresión teniendo en cuenta otras variables como el diámetro y el vigor, además de las de posición con respecto al thalweg. Los resultados no son concluyentes, pero muestran el camino al perfeccionamiento de la técnica y se han definido otras vías de experimentación.
- Estas futuras líneas de estudio van encaminadas a definir claramente las características más destacables que se relacionan con las componentes relevantes del flujo (Tabla 5), e introducirlas en las técnicas clúster y árboles de clasificación.
- Por último, se pretende definir un análisis espacial de hábitat disponible y de hábitat usado por las especies en el tramo, que podrá aportar mayor información en cuanto a los requerimientos de las especies.

8. BIBLIOGRAFÍA

Alonso A, Garzón G. 1997. Efectos sedimentarios de las inundaciones en un río fuertemente antropizado: El Jarama, Madrid. Cuadernos de Geografía Ibérica 22: 265-282.

Arthington A, James C, Mackay S, Rolls R, Sternberg D, Barnes A. 2012. Hydro-ecological relationships and thresholds to inform environmental flow management.

Auble G, Scott M, Friedman J. 2005. Use of individualistic streamflow-vegetation relations along the fremont river, UTAH, USA to assess impacts of flow alteration on wetland and riparian areas. WETLANDS 25: 143-154.

Batalla R, Gomez C, Kondolf M. 2004. Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain). Journal of Hydrology 290(1-2): 117-136.

Bejarano MD, Nilsson C, González del Tánago M, Marchamalo M. 2011a. Responses of riparian trees and shrubs to flow regulation along a boreal stream in northern Sweden. Freshwater Biology 56: 853-866.

Bejarano MD, González del Tánago M, García de Jalón D, Marchamalo M, Sordo-Ward A, Solana-Gutiérrez J. 2011b. Responses of riparian

guilds to flow alterations in a Mediterranean stream. Journal of Vegetation Science 23: 443-458.

Belmar O. 2012. Bases Ecológicas para el Establecimiento de Regímenes de Caudales Ambientales en la Cuenca del Segura Universidad de Murcia, Murcia.

Beschta R. 2005. Reduced cottonwood recruitment following extirpation of wolves in Yellowstone's Northern range. Ecology 86(2): 391-403.

Breiman L, Friedman J, Olshen R, Stone C. 1984. Classification and regression trees. Wadsworth International Group.

CEDEX. 2008. Proyecto SIMPA. <http://hercules.cedex.es/hidrologia/pub/proyectos/simpa.htm>.

CEDEX. 2011. Propuesta metodológica para el estudio de la relación existente entre las comunidades vegetales de ribera y el régimen de caudales: Aplicación a tramos fluviales del Sur de España. Madrid: Ministerio de Fomento y Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Report no.

CEDEX. 2012 Anuario de Aforos 2009-2010. <http://hercules.cedex.es/anuarioaforos/default.asp>.

CEDEX. 2013. Guía visual Interactiva de la vegetación de ribera española. <http://vegetacionderibera.cedex.es/>.

Cooper DJ, Andersen DC. 2012. Novel plant communities limit the effects of a managed flood to restore riparian forests along a large regulated river. River Research And Applications 28: 204-215.

Correia A, Oliveira A. 1999. Principais espécies florestais com interesse para Portugal: zonas de influência mediterrânica: Direcção-Geral das Florestas. Estudos e Informação

CHT. 2008. Información de los Artículos 5 y 6 DMA. <http://www.chtajo.es/DemarcaTajo/dma/Paginas/Articulos5Y6.aspx>.

CHT. 2013. Propuesta de proyecto de Plan hidrológico de cuenca de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo. <http://www.chtajo.es/Informacion%20Ciudadano/Nuevo-PlanHidrologico/Propuesta%20de%20proyecto/Paginas/default.aspx>.

Dominguez JA, Peña R, Sastre A. 2000. Evaluación de áreas de graveras mediante tratamiento multitemporal de imágenes aéreas y espaciales. Tecnologías Geográficas para el Desarrollo Sostenible. Tecnologías Geográficas para el Desarrollo Sostenible: 240-255.

Fisher RA, Fischenich JC. 2000. Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. www.wes.army.mil/el/emrrp.

IGN. 2012. Instituto Geográfico Nacional. <http://www.ign.es/ign/main/index.do>.

IPH. 2008. Instrucción de Planificación Hidrológica. Orden Ministerial. ORDEN ARM/2656/2008.

Junk W, Wantzen K. 2004. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications - an update. Paper presented at Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries; 2004, Bangkok.



- Junk W, Bayley P, Sparks R. 1989. The flood pulse concept in river-flood-plain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 106: 110-127.
- Lara F, Garilletei R, Calleja JA, eds. 2004. La vegetación de ribera de la mitad norte española: Ministerio de Fomento, CEDEX. Centro de Publicaciones.
- Lytle D, Poff NL. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *TRENDS in Ecology and Evolution* 19: 94-100.
- MAAMA. 2013. Visor del Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables e Inventario de Presas. <http://sig.marm.es/snczi/visor.html?herramienta=Presas>.
- Martínez C, Fernández JA. 2010a. Programa IAHRIS. http://www.ecoges-for.org/IAHRIS_es.html.
- Martínez C, Fernández JA. 2010b. IAHRIS 2.2 Índices de alteración hidrológica en ríos. Manual de referencia metodológica.
- Merritt D, Cooper D. 2000. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River basin, USA. *Regulated Rivers: Research & Management* 16: 543-564.
- Merritt D, Wohl E. 2006. Plant dispersal along rivers fragmented by dams. *River Research And Applications* 22: 1-26.
- Merritt D, Scott M, Poff L, Auble G, Lytle D. 2010. Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology* 55: 206-225.
- Morales M, Fernández J. 2010. Aspectos relevantes de la interacción entre la vegetación de ribera, la hidráulica y la morfología de cauces. III Congreso De Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Agua, Biodiversidad E Ingeniería. Zaragoza.
- Nilsson C, Svedmark M. 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes: Riparian Plant Communities. *Environmental Management* 30: 468-480.
- Poff NL, Allan D, Bain M, Karr J, Prestegard K, Richter B, Sparks R, Stromberg J. 1997. The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47.
- Pusey B, Arthington A. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54: 1-16.
- Richards K, Brasington J, Hughes F. 2002. Geomorphic dynamics of floodplains: ecological implications and a potential modelling strategy. *Freshwater Biology* 47: 559-579.
- Ruiz-García JM. 1999. Modelo distribuido para la evaluación de recursos hídricos: Centro de Estudios Hidrográficos, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Centro de Publicaciones, Ministerio de Fomento.
- Samuelson G, Rood S. 2004. Differing influences of natural and artificial disturbances on riparian cottonwoods from prairie to mountain ecoregions in Alberta, Canada. *Journal of Biogeography* 31: 435-450.
- Serrada R, Montero M, Reque J. 2008. Compendio de Silvicultura Aplicada en España. Madrid: INIA y FUCOVASA.
- Stromberg JC, Tiller R, Richter B. 1996. Effects of Groundwater Decline on Riparian Vegetation of Semiarid Regions: The San Pedro, Arizona. *Ecological Applications* 6: 113-131.
- Stromberg JC, Lite SJ, Dixon MD. 2010. Effects of stream flow patterns on riparian vegetation of a semiarid river: implications for a changing climate. *River Research And Applications* 26: 712-729.
- Tabacchi E, Correll D, Hauer R, Pinay G, Planty-Tabacchi A-M, Wissmar R. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40: 498-516.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Borbotones CE. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 130-137.
- Vaughan IP, Diamond M, Gurnell AM, Hall KA, Jenkins A, Milner NJ, Naylor LA, Sear DA, Woodward G, Ormerod SJ. 2009. Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems* 19: 113-125.
- Villanueva, JA. 2007. Tercer Inventario Forestal Nacional: 1997-2007, Comunidad de Madrid. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid (España).
- Ward JV, Stanford JA. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Ann Arbor Science*.

9. ANEXOS

9.1. INFORMES RELEVANTES PROGRAMA IAHRIS

INFORME N° 2  **RÉGIMEN NATURAL**
CARACTERIZACIÓN DE LA VARIABILIDAD INTRANUAL

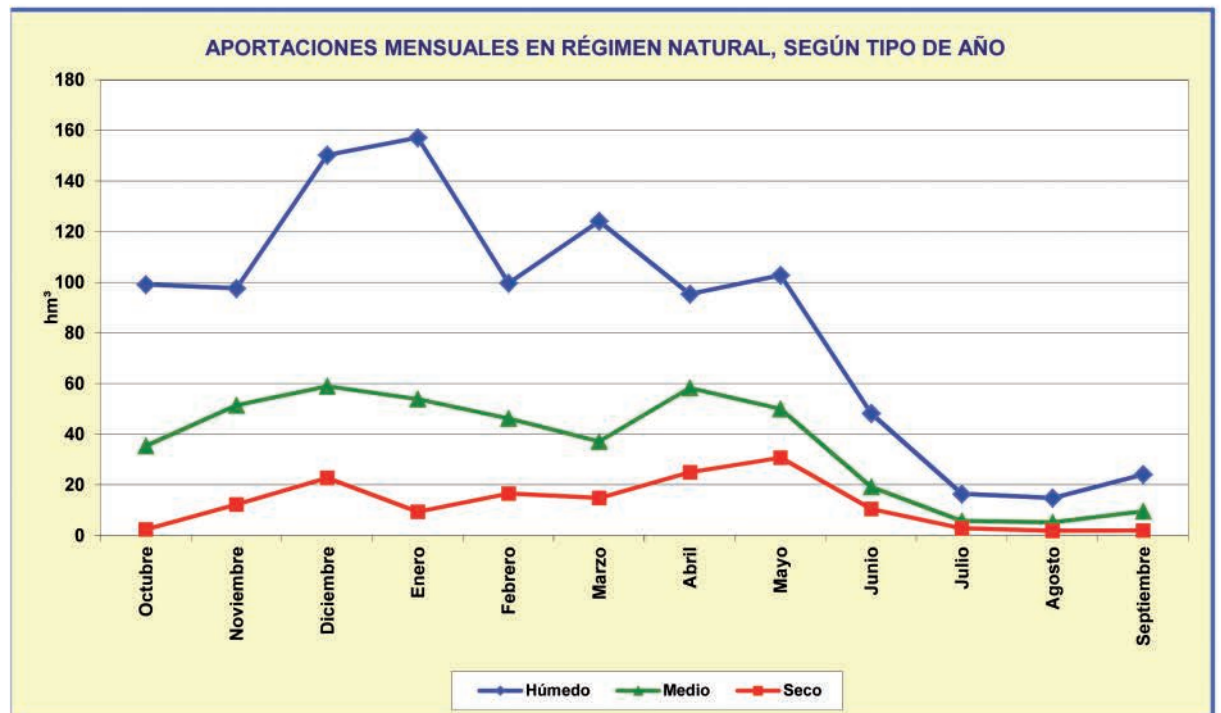
IDENTIFICADOR DEL PUNTO: 9011-jarama

IDENTIFICADOR DE LA ALTERACIÓN: 9011_ALT-alteracion

FECHA: 06/03/2013

RESULTADOS

TIPO DE AÑO MES	APORTACIONES MENSUALES (hm ³)			CAUDALES DIARIOS MENSUALES (m ³ /s)		
	HÚMEDO	MEDIO	SECO	HÚMEDO	MEDIO	SECO
Octubre	99,199	35,401	2,456	37,037	13,217	0,917
Noviembre	97,646	51,420	12,282	37,672	19,838	4,738
Diciembre	150,336	58,958	22,785	56,129	22,013	8,507
Enero	157,161	53,941	9,443	58,678	20,139	3,526
Febrero	99,697	46,241	16,575	41,211	19,114	6,852
Marzo	124,158	37,167	14,805	46,355	13,877	5,528
Abril	95,455	58,282	24,983	36,826	22,485	9,638
Mayo	102,863	50,002	30,724	38,405	18,669	11,471
Junio	48,243	19,291	10,530	18,612	7,443	4,062
Julio	16,436	5,776	2,883	6,137	2,156	1,076
Agosto	14,873	5,246	1,870	5,553	1,959	0,698
Septiembre	24,142	9,679	1,977	9,314	3,734	0,763



INFORME N° 3 **RÉGIMEN ALTERADO**
CARACTERIZACIÓN DE LA VARIABILIDAD INTRANUAL

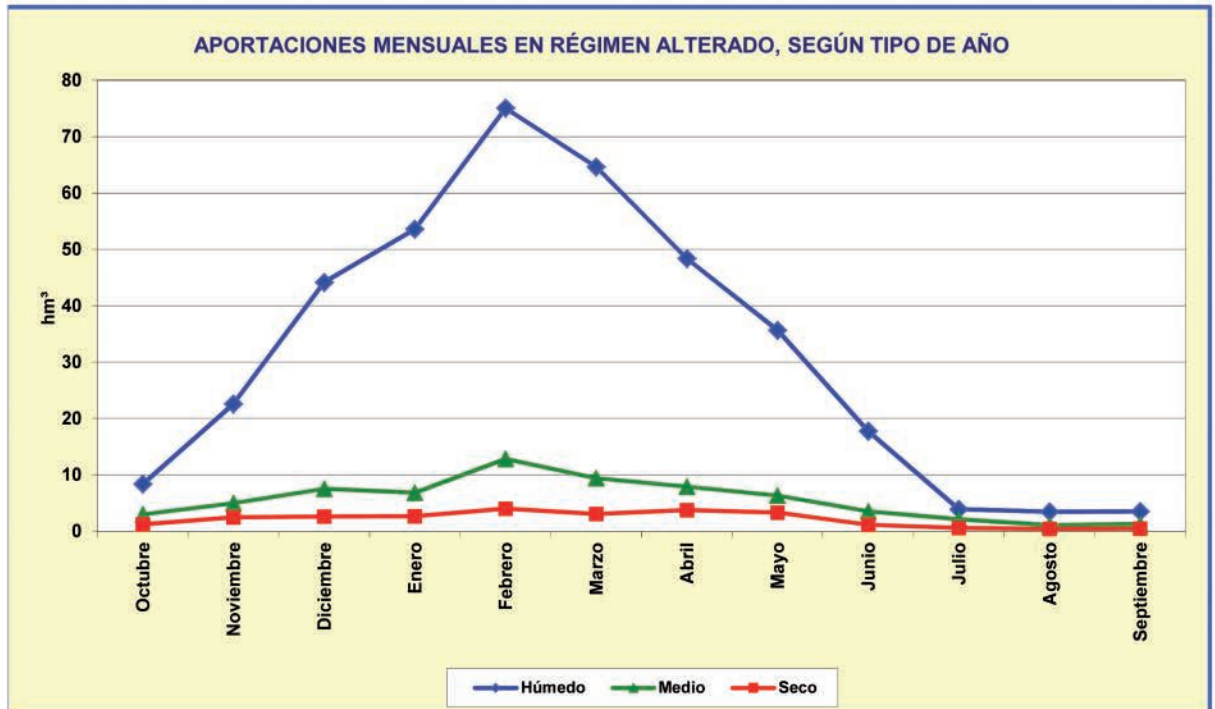
IDENTIFICADOR DEL PUNTO: 9011-jarama

IDENTIFICADOR DE LA ALTERACIÓN: 9011_ALT-alteracion

FECHA: 06/03/2013

RESULTADOS

TIPO DE AÑO MES	APORTACIONES MENSUALES (hm ³)			CAUDALES DIARIOS MENSUALES (m ³ /s)		
	HÚMEDO	MEDIO	SECO	HÚMEDO	MEDIO	SECO
Octubre	8,354	3,020	1,206	3,119	1,128	0,450
Noviembre	22,606	4,969	2,444	8,721	1,917	0,943
Diciembre	44,181	7,543	2,600	16,495	2,816	0,971
Enero	53,582	6,826	2,654	20,005	2,549	0,991
Febrero	75,067	12,832	3,978	31,030	5,304	1,644
Marzo	64,647	9,417	3,024	24,137	3,516	1,129
Abril	48,385	7,907	3,744	18,667	3,051	1,444
Mayo	35,649	6,315	3,305	13,310	2,358	1,234
Junio	17,764	3,565	1,170	6,853	1,375	0,451
Julio	3,881	2,098	0,567	1,449	0,783	0,212
Agosto	3,428	1,060	0,426	1,280	0,396	0,159
Septiembre	3,499	1,233	0,465	1,350	0,476	0,179





INFORME Nº 5 **RÉGIMEN ALTERADO**
PARÁMETROS PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN

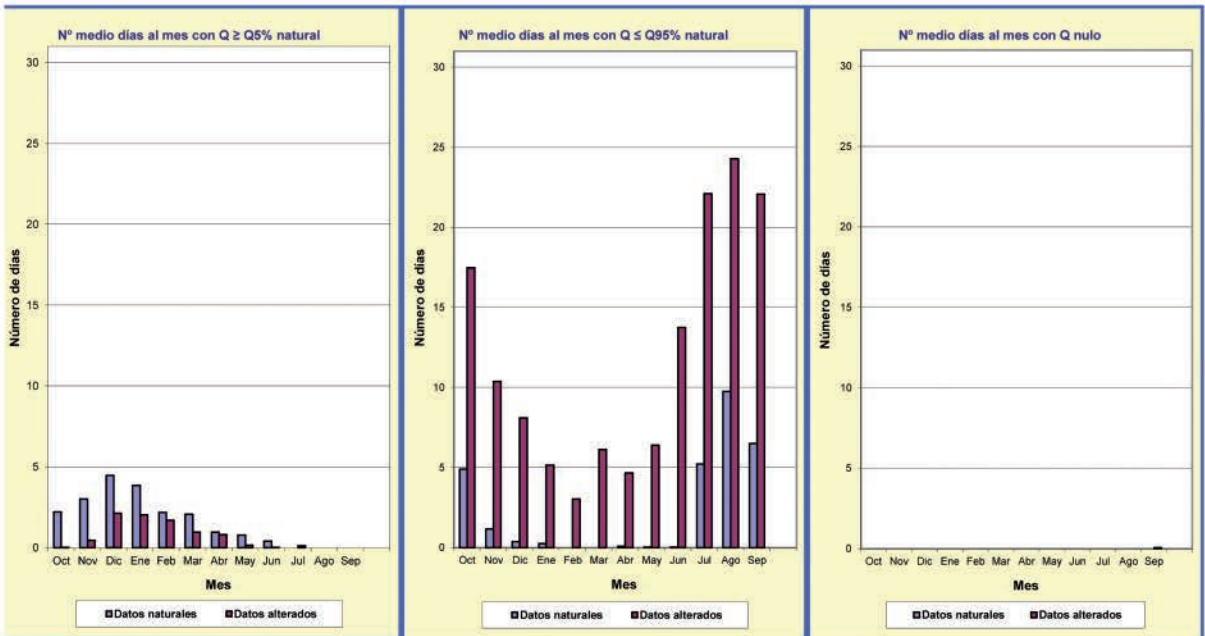
IDENTIFICADOR DEL PUNTO: 9011-jarama
IDENTIFICADOR DE LA ALTERACIÓN: 9011_ALT-alteracion
FECHA: 06/03/2013

RESULTADOS

COMPONENTE DEL RÉGIMEN ALTERADO		ASPECTO	PARÁMETRO	
			DESCRIPCIÓN	VALOR (hm ³ ó m ³ /s)
VALORES HABITUALES	Aportaciones anuales y mensuales	Magnitud	Media de las aportaciones anuales	Año húmedo 362,70 Año medio 211,74 Año seco 34,70 Año pond. 205,22
		Variabilidad	Diferencia entre aportación mensual máxima y mínima en el año	Año húmedo 147,77 Año medio 67,46 Año seco 5,12 Año pond. 71,95
		Estacionalidad	Mes de máxima y mínima aportación	Año húmedo FEB-AGO Año medio FEB-AGO Año seco FEB-AGO
	Caudales diarios	Variabilidad	Diferencia entre los caudales medios diarios correspondientes a los percentiles de excedencia del 10% y 90%	Q 10% 17,46 Q 90% 0,51
		Magnitud y frecuencia	Media de los máximos caudales diarios anuales	Qc 92,21
		Estacionalidad	Caudal de la avenida habitual (percentil de excedencia del 5%)	Q 5% 30,69
VALORES EXTREMOS	Caudales máximos (avenidas)	Variabilidad	Caudal de la avenida habitual (percentil de excedencia del 5%) anuales	CV(Q _c) 1,01
		Estacionalidad	Coefficiente de variación de la serie de avenidas habituales	CV(Q 5%) 1,12
		Duración	Número medio de días al mes con caudal medio diario ≥ Q5% natural	Ver tabla y gráfico al pie
	Caudales mínimos (sequías)	Magnitud y frecuencia	Media de los mínimos caudales diarios anuales	Qs 0,30
		Variabilidad	Caudal de la sequía habitual (percentil de excedencia del 95%)	Q 95% 0,42
		Estacionalidad	Coefficiente de variación de mínimos caudales diarios anuales	CV(Qs) 0,86
VALORES EXTREMOS	Caudales mínimos (sequías)	Duración	Coefficiente de variación de la serie de sequías habituales	CV(Q 95%) 0,78
		Duración	Núm. medio de días al mes con caudal medio diario ≤ Q95% natural	Ver tabla y gráfico al pie
		Duración	Máximo nº días consecutivos con caudal medio diario ≤ Q95% natural	81,16
			Número medio de días al mes con caudal medio diario nulo	Ver tabla y gráfico al pie

** Parámetro que no se ha podido calcular

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
Nº MEDIO DIAS CON Q ≥ Q5% natural	0,0	0,5	2,1	2,0	1,7	1,0	0,8	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0
Nº MEDIO DIAS CON Q ≤ Q95% natural	17,5	10,4	8,1	5,2	3,0	6,1	4,7	6,4	13,8	22,1	24,3	22,1
Nº MEDIO DIAS CON Q NULO	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1





INFORME Nº 7a **RÉGIMEN ALTERADO**
ÍNDICES DE ALTERACIÓN HIDROLÓGICA: VALORES HABITUALES

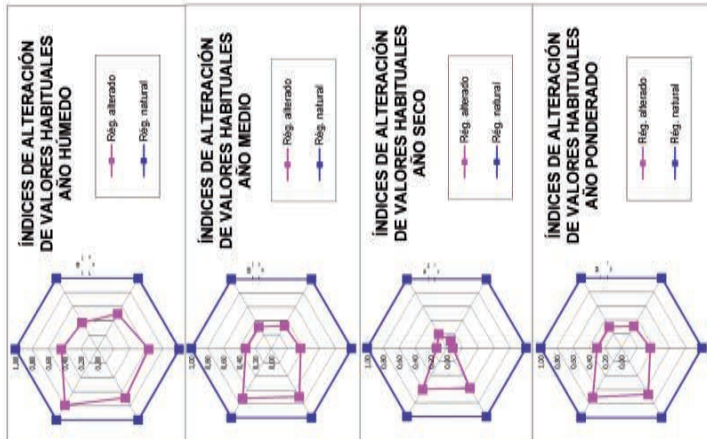
IDENTIFICADOR DEL PUNTO: 9011-jarama
IDENTIFICADOR DE LA ALTERACIÓN: 9011_ALT-alteracion
FECHA: 06/03/2013

RESULTADOS

ASPECTO	ÍNDICES DE ALTERACIÓN HIDROLÓGICA (IAH)						NIVEL V
	VALOR	CÓDIGO	DENOMINACIÓN	NIVEL I	NIVEL II	NIVEL III	
VALORES HABITUALES AÑO HÚMEDO	0.44	IAH1 hum	Magnitud de las aportaciones anuales				
	0.37 *	IAH2 hum	Magnitud de las aportaciones mensuales				
	0.50	IAH3 hum	Variabilidad habitual				
	0.63 **	IAH4 hum	Variabilidad extrema				
	0.69	IAH5 hum	Estacionalidad de máximos				
	0.79	IAH6 hum	Estacionalidad de mínimos				
VALORES HABITUALES AÑO MEDIO	0.32	IAH1 med	Magnitud de las aportaciones anuales				
	0.31 *	IAH2 med	Magnitud de las aportaciones mensuales				
	0.33	IAH3 med	Variabilidad habitual				
	0.37 **	IAH4 med	Variabilidad extrema				
	0.70	IAH5 med	Estacionalidad de máximos				
	0.72	IAH6 med	Estacionalidad de mínimos				
VALORES HABITUALES AÑO SECO	0.13	IAH1 sec	Magnitud de las aportaciones anuales				
	0.20	IAH2 sec	Magnitud de las aportaciones mensuales				
	0.11	IAH3 sec	Variabilidad habitual				
	0.08	IAH4 sec	Variabilidad extrema				
	0.58	IAH5 sec	Estacionalidad de máximos				
	0.60	IAH6 sec	Estacionalidad de mínimos				
VALORES HABITUALES AÑO PONDERADO	0.30	IAH1 pon	Magnitud de las aportaciones anuales				
	0.30	IAH2 pon	Magnitud de las aportaciones mensuales				
	0.31	IAH3 pon	Variabilidad habitual				
	0.36	IAH4 pon	Variabilidad extrema				
	0.67	IAH5 pon	Estacionalidad de máximos				
	0.71	IAH6 pon	Estacionalidad de mínimos				

* Inverso ** Indeterminación *** Inverso e Indeterminación # No se puede calcular

ÍNDICES DE ALTERACIÓN GLOBAL							
ASPECTO	VALOR	CÓDIGO	NIVEL I	NIVEL II	NIVEL III	NIVEL IV	NIVEL V
VALORES HABITUALES AÑO HÚMEDO	0.32	IA _{G,H} AÑO HÚMEDO	0.64 < I < 1	0.33 < I < 0.64	0.14 < I < 0.33	0.04 < I < 0.14	0 < I < 0.04
VALORES HABITUALES AÑO MEDIO	0.20	IA _{G,H} AÑO MEDIO					
VALORES HABITUALES AÑO SECO	0.07	IA _{G,H} AÑO SECO					
VALORES HABITUALES AÑO PONDERADO	0.20	IA _{G,H} AÑO PONDERADO					





IDENTIFICADOR DE LA ALTERACIÓN: 9011_ALT-alteracion

FECHA: 06/03/2013

RESULTADOS

ASPECTO	ÍNDICES DE ALTERACIÓN HIDROLÓGICA (IAH)		NIVEL I 0,8 < I ≤ 1	NIVEL II 0,6 < I ≤ 0,8	NIVEL III 0,4 < I ≤ 0,6	NIVEL IV 0,2 < I ≤ 0,4	NIVEL V 0 < I ≤ 0,2
	VALOR	CODIGO					
AVENIDAS	magnitud	IAH7	0,56				
		IAH8	0,84				
		IAH9	0,39				
		IAH10	0,51				
		IAH11	0,56				
variabilidad		IAH12	0,45				
		IAH13	0,48				
duración		IAH14	0,80				
estacionalidad		IAH15	0,41				
SEQUIAS	magnitud	IAH16	0,39				
		IAH17	0,56				
		IAH18	0,69				
		IAH19	0,29				
		IAH20	1,00				
estacionalidad		IAH21	0,04				

ÍNDICES DE ALTERACIÓN DE AVENIDAS	

ÍNDICES DE ALTERACIÓN DE SEQUIAS	

* Inverso ** Indeterminación *** Inverso e Indeterminación # No se puede calcular

ASPECTO	ÍNDICES DE ALTERACIÓN MENSUALES						
	MES	IAH14	IAH20	IAH21			
AVENIDAS Y SEQUIAS (duración y estacionalidad)	Octubre	0,56	1,00	0,00			
	Noviembre	0,49	1,00	0,00			
	Diciembre	0,53	1,00	0,00			
	Enero	0,64	1,00	0,02			
	Febrero	0,90	1,00	0,39			
	Marzo	0,78	1,00	0,00			
	Abril	0,97	1,00	0,09			
	Mayo	0,88	1,00	0,00			
Junio	0,93	1,00	0,00				
Julio	0,98	1,00	0,00				
Agosto	1,00	1,00	0,00				
Septiembre	1,00	0,99	0,00				

En estos índices no se indica si se ha invertido el cálculo

ASPECTO	ÍNDICES DE ALTERACIÓN GLOBAL						
	VALOR	CÓDIGO	NIVEL I 0,8 < I ≤ 1	NIVEL II 0,38 < I ≤ 0,64	NIVEL III 0,16 < I ≤ 0,36	NIVEL IV 0,04 < I ≤ 0,16	NIVEL V 0 < I ≤ 0,04
AVENIDAS	0,29	IAA					
SEQUIAS	0,22	IAGs					



INFORME
Nº 8a

RÉGIMEN ALTERADO. INDICADOR IAH-MMA PARA MASAS MUY ALTERADAS
CARACTERIZACIÓN DE LA ALTERACIÓN HIDROLÓGICA SEGÚN IPH

IDENTIFICADOR DEL PUNTO: 9011-jarama
IDENTIFICADOR DE LA ALTERACIÓN: 9011_ALT-alteracion
FECHA: 06/03/2013

INDICE		Valor	Alteración ≥ 50%
IAH1 pon	Magnitud de las aportaciones anuales	0,30	SI
IAH2 pon	Magnitud de las aportaciones mensuales	0,30	SI
IAH3 pon	Variabilidad habitual	0,31	SI
IAH5 pon	Estacionalidad de máximos	0,67	NO
IAH6 pon	Estacionalidad de mínimos	0,71	NO
IAH8	Magnitud del caudal generador del lecho	0,84	NO
IAH10	Magnitud de las avenidas habituales	0,51	NO
IAH13	Duración de avenidas	0,48	SI
IAH14 (Eval. mensual)	Estacionalidad avenidas (eval. mensual)	1 meses(*)	NO (**)
IAH16	Magnitud de las sequías habituales	0,39	SI
IAH19	Duración de sequías	0,29	SI
IAH21 (Eval. mensual)	Estacionalidad sequías (eval. mensual)	12 meses(*)	SI (**)

(*) Número de meses al año con IAH mensual ≤ 0,5
(**) IAH alterado si nº meses ≥ 3

Nº índices con alteración ≥ 50%: 7

Criterio de clasificación aplicado: C1
CLASIFICACIÓN*: MASA MUY ALTERADA**

CLASIFICACIÓN***
El epígrafe 3.4.2 de la IPH (pg 38514 del BOE de 22-09-08) indica: En los ríos identificados como masas de agua se analizará su grado de alteración hidrológica mediante el cálculo de índices de alteración hidrológica... con estos índices se comparan las condiciones del régimen natural de referencia con las condiciones actuales... los parámetros utilizados deben basarse en las características fundamentales de los regímenes hidrológicos, como magnitud, duración, frecuencia, estacionalidad y tasas de cambio...

En este INFORME de IAH14 se asume que una masa de agua está hidrológicamente muy alterada cuando más de la mitad de los doce Índices de Alteración Hidrológica (IAH) seleccionados reflejan alteraciones iguales o superiores al 50% del valor del parámetro en régimen natural (IAH ≤ 0,5). Si no se cumple esa condición, IAH14 no asigna clasificación.
En el caso particular de que sean seis los IAH ≤ 0,5, se aplica un criterio que se describe en el manual de referencia correspondiente (criterio C1a).



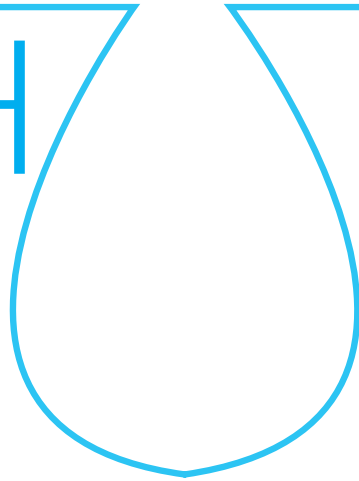
9.2. TABLA RESUMEN DE LOS RASGOS DE LAS ESPECIES MUESTREADAS

Gremios respuesta al flujo	Rasgos	Componentes relevantes del flujo	Características seleccionadas
Historia de vida	Edad Anual/bianual/perenne	Frecuencia de las inundaciones extremas	Edad
Estrategia de reproducción	Vegetativa/Sexual/Combinadas Reproducción en sintonía con la componente del flujo	Magnitud de caudal extremo Estacionalidad (momento) del flujo alto, bajo	Tipo de reproducción
Morfología	Árboles/Arbustos Profundidad de las raíces (FREATOFITAS) Morfología de las raíces Tamaño y madurez (altura de dosel, volumen de la vegetación)	Duración del flujo Magnitud y duración del flujo bajo y alto Prof. del agua y variabilidad inter-e intra-anual Permanencia de flujo, la profundidad del agua subterránea, la variabilidad del flujo	Porte Altura y diámetro
Perturbación fluvial	Corteza surcada Tallos flexibles Capacidad de rebrote Raíces adventicias y tallos (enterramiento)	Magnitud y la frecuencia de flujo alto Alto flujo de sedimentos	Corteza surcada Flexibilidad del tallo
Balance de agua	Control estomático Resistencia a la sequía Tolerancia a la anoxia Difusión de oxígeno a las raíces Inactividad inducida por sequía Tolerancia a la inmersión Tasa/tipo de la extensión de raíz	Magnitud / duración de flujo bajo Magnitud / duración de flujo bajo Duración de flujo alto Alt. lámina agua y variabilidad inter-e intra-anual La tasa de disminución	Resistencia a la sequía Tolerancia Anoxia Tolerancia de inmersión Raíz de fijación

Rasgos característicos de las especies de ribera, desarrollados a partir del estudio de Merrit et al, 2010. Las primeras tres columnas han sido extraídas del estudio de los autores, la última columna corresponde a las características seleccionadas para el presente estudio.

escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos
2013

Diagnóstico ambiental del análisis de riesgos por avenidas fluviales mediante SIG en el sector de las Quemadillas (Córdoba, España)

autora

Celeste Gago Domínguez

director

Antonio Martínez Graña

Alcalá de Henares, 14 de Junio de 2013



AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero expresar mi más sincero agradecimiento al Doctor Antonio Martínez Graña, director del proyecto, por darme la oportunidad de llevarlo a cabo, y por su ayuda, dedicación y disponibilidad durante la realización del mismo.

También, quiero mostrar mi agradecimiento a todos los profesores del Máster de Hidrología y Gestión de los Recursos Hídricos que, de alguna manera, han contribuido en este proyecto gracias a los conocimientos adquiridos a lo largo del curso.

Asimismo, quiero dar las gracias a mis padres por su comprensión y apoyo, y sobre todo, por haberme brindado la oportunidad de continuar formándome.

Por último, me gustaría agradecer a todas esas personas, compañeros de clase y amigos, que me han acompañado a lo largo de todo este tiempo animándome y apoyándome en todo momento.



ÍNDICE

1. Resumen	43
2. Introducción	43
2.1. Antecedentes y objetivos	43
2.2. Localización geográfica del área de estudio	44
3. Análisis integral del medio físico	45
3.1. Contexto climático	45
3.2. Contexto geológico	45
3.3. Contexto geomorfológico	45
3.4. Contexto hidrológico e hidrogeológico	47
3.5. Usos del suelo	48
4. Análisis de riesgos por avenidas	49
4.1. Síntesis metodológica del análisis de riesgos por avenidas	49
4.2. Análisis hidrológico	49
4.2.1. Modelización geométrica de elementos del cauce mediante ARCGIS y HEC-GEORAS	49
4.2.2. Importación y edición de información geométrica del cauce en HEC-RAS	56
4.2.3. Resultados del análisis de inundabilidad	59
5. Diagnóstico ambiental del riesgo por avenidas fluviales	62
6. Conclusiones	65
7. Bibliografía	65
8. Anexos	67
8.1. Anexo I: Mapa Geológico	67
8.2. Anexo II: Mapa Geomorfológico	68
8.3. Anexo III	69
8.4. Anexo IV: Mapa de Usos del suelo	71
8.5. Anexo V	72
8.6. Anexo VI	76
8.7. Anexo VII	78
8.8. Anexo VIII: Mapa de Peligrosidad por inundación	79
8.9. Anexo IX: Mapa de Vulnerabilidad y Exposición	80
8.10. Anexo X: Mapa Diagnóstico Ambiental	80

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores climatológicos para la estación Córdoba Aeropuerto en el período 1971-2000	45
Tabla 2. Valores del número de Manning para los distintos usos del suelo	55
Tabla 3. Criterios establecidos para valorar los distintos usos del suelo	63
Tabla 4. Categorías de uso del suelo con su valor asignado	63
Tabla 5. Matriz de impacto	64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica de la zona de estudio	44
Figura 2. Captura del aspecto meandriforme del tramo del río Guadalquivir en la zona de estudio	46
Figura 3. Capturas de las formas fluviales asociadas a las avenidas en la zona de estudio	46
Figura 4. Captura del posible estrangulamiento y formación de un meandro abandonado	46
Figura 5. Niveles de terraza identificados en la zona de estudio	47
Figura 6. Fotografías del río Guadalquivir a su paso por la zona de estudio	48
Figura 7. Fotografía de una superficie dedicada a cultivo en la zona de estudio	48
Figura 8. Fotografías del tejido urbano situado junto al cauce	49
Figura 9. Diagrama de la metodología empleada para el análisis de riesgos por avenidas	50
Figura 10. Digitalización del cauce	51
Figura 11. Digitalización de las líneas de orilla	51
Figura 12. Modelo del terreno en formato TIN	52
Figura 13. Digitalización de las líneas de flujo	52
Figura 14. Digitalización de las secciones transversales	53
Figura 15. Captura de la representación de una sección transversal mediante un perfil de alturas	53
Figura 16. Captura de las secciones transversales en 3D en Arc-Scene	54
Figura 17. Fotografía del puente de la zona de estudio	54
Figura 18. Digitalización del puente	54
Figura 19. Digitalización de los usos del territorio	55
Figura 20. Digitalización de las áreas de flujo inefectivo y elementos de obstrucción del flujo	56
Figura 21. Importación del proyecto a HEC-RAS	56
Figura 22. Definición de la estructura geométrica de la sección del puente	57



Figura 23. Interpolación de las secciones transversales . . .	57
Figura 24. Modelos tridimensionales del análisis de inundabilidad para cada período de retorno	58
Figura 25. Perfil de velocidades de sección transversal para T = 500 años	59
Figura 26. Profundidad de la lámina de agua (isobatas) por período de retorno sobre el TIN.	59
Figura 27. Distribución de las velocidades de flujo (isotacas) por período de retorno sobre el TIN.	60
Figura 28. Áreas de inundación sobre la ortofotografía de la zona de estudio por período de retorno	60
Figura 29. Mapa de isobatas para el período de retorno de 500 años	61
Figura 30. Mapa de isotacas para el período de retorno de 500 años	61
Figura 31. Mapa de peligrosidad por inundación	62
Figura 32. Mapa de vulnerabilidad y exposición.	63
Figura 33. Mapa diagnóstico ambiental	64



1. RESUMEN

Las catástrofes naturales ocurridas como consecuencia de las inundaciones se encuentran entre las que han generado un mayor número de pérdidas de vidas humanas y costosos daños materiales en España. Por esta razón resulta imprescindible una adecuada gestión de estos riesgos tratando de minimizarlos y de paliar sus consecuencias, además de dar cumplimiento a la legislación vigente en materia de inundaciones.

En el presente estudio se muestra la metodología seguida y los resultados obtenidos en la evaluación de los riesgos de inundación en el sector de las Quemadillas en Córdoba (España), constituyendo una medida preventiva no estructural para la prevención y mitigación de los riesgos por inundaciones.

Se ha llevado a cabo un análisis integral del medio físico, incluyendo el clima, la geología, la geomorfología, la hidrología e hidrogeología y los usos del suelo de la zona estudio, que ha sido empleada de forma combinada y complementaria en la modelización hidrológica-hidráulica mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Los resultados obtenidos del análisis y de la modelización, han permitido elaborar la cartografía de peligrosidad que facilita evaluar eficazmente la distribución espacial de los diferentes elementos de severidad (profundidad de la lámina de agua, velocidad de la corriente y zonas inundables). Además, el álgebra de mapas y bases de datos asociadas mediante herramientas de SIG, han permitido junto con la cartografía de vulnerabilidad y exposición analizar el riesgo de forma integrada y obtener la cartografía de diagnóstico ambiental.

El resultado de todo este trabajo pone de manifiesto la existencia de zonas habitadas próximas al cauce del río Guadalquivir que presentan un nivel alto de impacto por inundaciones, demostrando la necesidad de una correcta ordenación del territorio y de la adopción de una serie de medidas con el fin de mejorar el nivel de riesgo por inundación y de reducir sus efectos.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

Una avenida es un aumento inusual del caudal de agua en un cauce que puede o no producir desbordamientos e inundaciones. En el caso de que se produzca un anegamiento temporal de terrenos que normalmente no están cubiertos por agua, se trataría de una inundación.

Las inundaciones constituyen un desastre natural con una gran repercusión socioeconómica a lo largo del tiempo, produciendo daños tanto materiales como pérdida de vidas humanas. Esta problemática hizo que el 23 de octubre de 2007 se aprobara la Directiva 2007/60/CE sobre la evaluación y gestión de las inundaciones destinada a la reducción de los riesgos que de ellas se derivan. La trasposición de esta Directiva a la legislación española actual, se concreta en el Real Decreto 903/2010 del 9 de julio, de evaluación y gestión de riesgos de inundación.

Ambas normativas plantean como objetivo reducir las consecuencias de las inundaciones sobre la salud humana, el medio ambiente, el patrimonio cultural y la actividad económica. Cabe destacar, las menciones a la problemática de las inundaciones en legislaciones europeas, convenios y tratados internacionales, como la Directiva Marco del Agua.

En España, las inundaciones representan el riesgo natural que produce mayor número de pérdidas de vidas humanas y ocasiona costosos daños materiales, por lo que la lucha contra las inundaciones ha sido una constante en la política de aguas y de protección civil. La Ley de Aguas (Ley 29/1985), el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH, Real Decreto 849/1986 y su modificación en el Real Decreto 9/2008) y el Texto Refundido de la Ley de Aguas (Real Decreto Legislativo 1/2001), definen las zonas inundables y restringen los usos de determinadas áreas de las riberas. Por otra parte la Norma Básica de Protección Civil (Real Decreto 40/1992 del 24 de abril) contempla el carácter de Planes Especiales para los Planes de Protección Civil frente a este tipo de eventos, acordando que serán tenidos en cuenta por los órganos competentes en el proceso de planificación del territorio y de los usos del suelo.

El enfoque tradicional a los procesos de inundación supone la ejecución de soluciones estructurales tales como diques de protección o presas, mientras que en las últimas décadas se han complementado con soluciones no estructurales, como planes de protección civil, implantación de sistemas de alerta, corrección hidrológico-forestal de cuencas y medidas de ordenación del territorio. La ordenación del territorio se presenta como una medida racional, económica y sostenible de reducción del peligro de inundaciones sobre todo a una escala local. Por esa razón, la realización de estudios de predicción de fenómenos de avenida fluvial resulta clave, y la inversión en este tipo de proyectos se justifica, al menos a largo plazo.

Por otro lado, la Directiva INSPIRE (Directiva 2007/2/CE del 14 de marzo de 2007), por la que se establece una infraestructura de información espacial en la Comunidad Europea, y su trasposición al ordenamiento español mediante la Ley 14/2010 de 5 de julio, sobre las infraestructuras y los servicios de información geográfica en España, llamada LISIGE, tienen como objetivo el establecimiento de una infraestructura espacial orientada a la aplicación de las políticas comunitarias de medio ambiente y políticas o actuaciones que puedan incidir en el medio ambiente. En relación con este proyecto, es especialmente relevante el contenido del Anexo II, donde se establece la necesidad de generar bases de datos de la información geográfica, incluyendo las inundaciones como una capa temática a implementar con Sistemas de Información Geográfica (SIG).

El presente proyecto tiene como objeto presentar una síntesis de la información considerada, la metodología seguida y los resultados obtenidos, encaminados a evaluar los riesgos de inundación dando cumplimiento a la normativa mencionada previamente, en una zona donde la falta de planificación racional y sostenible ha supuesto que se hayan establecido construcciones muy próximas al cauce del río.

Los objetivos específicos se concretan en los siguientes puntos:

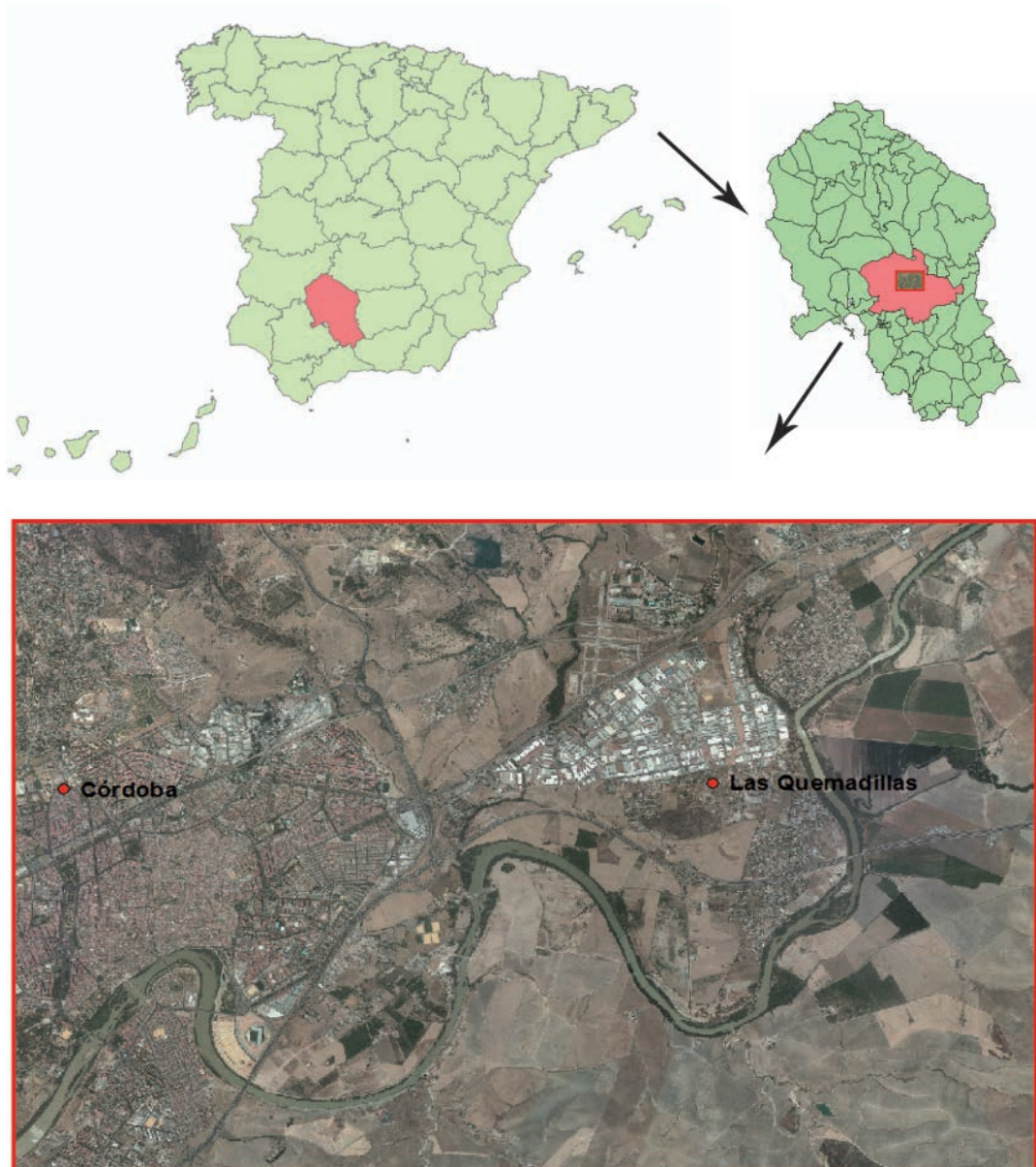


- Generar una base de datos que cumpla con la Directiva INSPIRE para su aplicación en el análisis de riesgos por avenidas fluviales en el sector de las Quemadillas (Córdoba, España).
 - Desarrollar una secuencia metodológica que permita identificar problemáticas de riesgos de inundación para utilizar como procedimiento de planificación ambiental municipal.
 - Modelizar la evolución de la lámina de agua con respecto a los períodos de retorno considerados (2, 100 y 500 años) del río Guadalquivir.
 - Elaborar la cartografía de riesgos de inundación para establecer una zonificación.
- Completar el diagnóstico y los impactos ambientales de los sectores que muestran una mayor peligrosidad, vulnerabilidad y exposición al riesgo según los diferentes usos del suelo.

2.2. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO

Las Quemadas es un antiguo condado de la provincia de Córdoba en la comunidad de Andalucía (España) situado al este de la capital (*Figura 1*). En la actualidad, debido al crecimiento urbano y a su proximidad con la capital, se trata de una entidad que forma parte de la ciudad de Córdoba, encontrándose en esta zona uno de los dos polígonos industriales más importantes de la población. El término municipal de Córdoba tiene una superficie 1.255,24 km² y una densidad de población de 262 Hab./km².

Figura 1. Localización geográfica de la zona de estudio





3. ANÁLISIS INTEGRAL DEL MEDIO FÍSICO

El análisis de los riesgos por inundaciones requiere un conocimiento integral del área de estudio para ser empleado de forma combinada y complementaria en la modelización hidrológica. Los parámetros analizados son el clima, la geología, la geomorfología, la hidrología e hidrogeología y los usos del suelo.

3.1. CONTEXTO CLIMÁTICO

Para el estudio de la climatología de la zona se han utilizado series de datos climatológicos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), considerando la estación meteorológica situada en el aeropuerto de Córdoba para el período 1971-2000. Los datos acerca de la temperatura y de las precipitaciones de la zona se recogen en la *Tabla 1*.

Teniendo en cuenta la clasificación climática de Köppen, la cual distingue distintos valores de clima a partir de los valores medios mensuales de precipitación y temperatura, el clima de la zona de estudio sería clasificado como Csa (Clima templado con verano seco y caluroso). La letra C simboliza que presenta un Clima Templado, puesto que la temperatura del mes más frío está comprendida entre los 0 y los 18 °C. El régimen pluviométrico indica un subtipo Cs, ya que muestra un período marcadamente seco en verano. Por último, la letra a indica que la temperatura media del mes más cálido es superior a 22 °C.

Tabla 1. Valores climatológicos para la estación Córdoba Aeropuerto en el período 1971-2000

Mes	T° med °C	T° max °C	T° min °C	Precip. med (mm)
Enero	9,2	14,7	3,7	64
Febrero	10,9	16,9	4,9	53
Marzo	13,5	20,5	6,4	40
Abril	15,4	22,1	8,6	61
Mayo	19,0	26,2	11,8	34
Junio	23,5	31,6	15,5	17
Julio	27,2	36,2	18,1	3
Agosto	27,2	35,9	18,5	3
Septiembre	24,0	31,7	16,2	24
Octubre	18,5	25,0	12,1	62
Noviembre	13,2	18,9	7,6	85
Diciembre	10,2	15,3	5,2	89
Año	17,6	24,6	10,7	536

3.2. CONTEXTO GEOLÓGICO

La historia geológica de la zona de estudio, muestra que los materiales más antiguos que se encuentran datados pertenecen al Cámbrico inferior (Georgiense). Estos materiales, que afloran en la parte norte de la zona de estudio, son calizas y lutitas carbonatadas, además de un pequeño afloramiento de arcosas, pizarras y areniscas.

Antes de la orogenia Caledoniana, existió un sinclinal en el que hubo una deposición no muy potente de pizarras y areniscas en fondo poco profundo. A continuación tuvo lugar un episodio de vulcanismo de rocas ácidas, riolitas fundamentalmente. Posteriormente, se llevó a cabo la deposición de un paquete carbonatado en medio de aguas someras. Inmediatamente a techo, aparece una serie alternante de pizarras y areniscas con algunos bancos potentes de cuarcitas.

En la zona de estudio, no se observan estructuras correspondientes a la orogenia Caledoniana. En cualquier caso, si esta orogenia actuó, ha quedado borrada por la orogenia Hercínica posterior, la cual plegó los materiales.

Durante el final de la fase Erica o principio de la fase Cherusko (Caledonianas) se produjo la formación de la cuenca del Carbonífero hundiendo parte del Cámbrico. Esta cuenca carbonífera está formada por niveles conglomeráticos y calcáreos en la base y por encima una serie alternante de pizarras-grauvacas.

La fase orogénica principal probablemente sea la fase Astúrica, que afecta a todos los materiales de la zona y provoca el estilo tectónico dominante. En el complejo metamórfico originó pliegues en V, en los materiales cámbricos dio lugar a pliegues muy amplios y una red de fracturas longitudinales y transversales, y en el Carbonífero originó pliegues asimétricos.

Inmediatamente después del Carbonífero y aún dentro del movimiento Hercínico, se produjo la emersión de todos los materiales dando lugar a un posterior proceso erosivo. A continuación se formaron una serie de cuencas compartimentales y posteriormente, tuvo lugar una nueva emersión y consiguiente erosión durante todo el Mesozoico y parte del Terciario.

Durante el Mioceno Superior (Messiniense) tuvo lugar una primera fase de transgresión marina, otra posterior de mayor tranquilidad y una fase final regresiva incompleta. La retirada total del mar Mioceno, dejó al descubierto a los sedimentos detríticos y carbonatados que afloran en la parte sur de la zona de estudio sometidos desde entonces a erosión. Posteriormente, los movimientos Alpinos originaron en los materiales del Mioceno una serie de fracturas correspondientes a movimientos de basculación de bloques.

Durante el Cuaternario los únicos sedimentos depositados son de tipo fluvial con cuatro niveles de terraza, abanicos aluviales y aportes de ladera (coluviones) que en algunos tramos engrosan y enmascaran los materiales fluviales.

Las unidades cartografiadas en la zona de estudio en orden cronológico son el Neoproterozoico, el Cámbrico, el Carbonífero, el Neógeno y el Cuaternario (*Ver Mapa Geológico Anexo I*).

3.3. CONTEXTO GEOMORFOLÓGICO

El análisis geomorfológico tiene un papel relevante en el estudio de la génesis y propagación de las avenidas fluviales, así como en sus efectos donde tienen lugar estos eventos. La influencia de la geomorfología en este tipo de eventos se manifiesta en una triple faceta: configuracional, en cuanto a las formas de la



superficie terrestre; dinámica, referida a las acciones que desarrollan los procesos fluviales y los productos resultantes (formas y depósitos); y evolutiva, por la existencia de tendencias y ritmos en la modificación del relieve con repercusiones en las zonas inundables. Por esa razón, puede hablarse de condicionantes geomorfológicos de las avenidas fluviales en tres aspectos: morfológicos, morfodinámicos y morfoevolutivos.

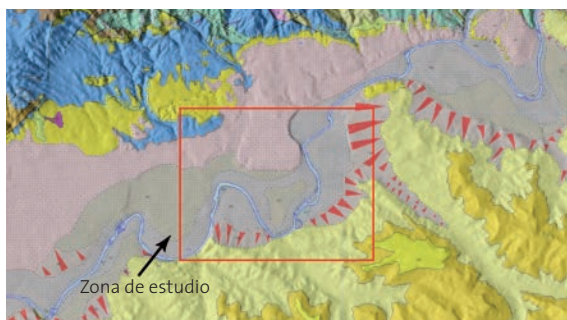
La cartografía geomorfológica de la zona de estudio muestra como el río Guadalquivir ha variado su posición con respecto a la actualidad con el paso del tiempo, dejando un rastro de terrazas a medida que se ha ido encajando. Este desplazamiento del río con el tiempo, ha originado la formación de un valle fluvial en el que se encuentran diversas formas y depósitos como abanicos aluviales que quedan apoyados sobre la llanura aluvial, así como glaciares de cobertera. En la llanura aluvial, también pueden detectarse barras activas y antiguos trazados del río (meandros abandonados) (Ver Mapa Geomorfológico Anexo II).

Morfografía fluvial

Un aspecto de la morfografía fluvial vinculado a las avenidas es la tipología de río, entendida como la disposición en planta del canal y de sus elementos y depósitos asociados. En la zona de estudio de este proyecto, el tramo del río Guadalquivir se caracteriza por un trazado meandriforme que discurre en sentido E-O, teniendo en cuenta la aparición de varios meandros que presentan alta sinuosidad (Figura 2).

Existe una relación entre la tipología de río y el efecto de las avenidas, definiéndose un patrón básico de inundaciones en cada tipo de corriente. En este caso, en ríos meandriformes, la ocupación de la llanura de inundación se produce rápidamente y se caracterizan por la inestabilidad del cauce, ya que puede producirse un desplazamiento lateral de las aguas y los meandros que pueden llegar a estrangularse.

Figura 2. Captura del aspecto meandriforme del tramo del río Guadalquivir en la zona de estudio



Morfodinámica fluvial

En cuanto a la morfodinámica fluvial, hay que tener en cuenta que durante un evento de crecida se produce una variación en los campos de velocidades de la corriente, lo cual conlleva la modificación de la distribución espacial de los puntos en los que se producen la erosión, el transporte y la sedimentación. Además, durante las avenidas se generan formas características en las corrientes fluviales y sus márgenes. En la zona de estudio

se pueden observar morfologías características de este tipo de eventos, como son los meandros abandonados y las barras de canal (marginales, longitudinales y transversales) (Figura 3), como algunas formas deposicionales como los abanicos aluviales. Debido al carácter dinámico de las acciones fluviales, es posible, que con el paso del tiempo, los procesos fluviales durante eventos de avenida lleguen a producir el estrangulamiento del meandro que forma la zona de estudio, formando un nuevo meandro abandonado (Figura 4).

Figura 3. Capturas de las formas fluviales asociadas a las avenidas en la zona de estudio

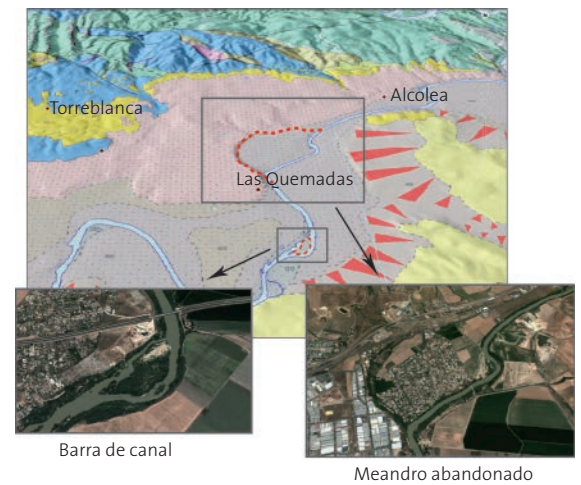


Figura 4. Captura del posible estrangulamiento y formación de un meandro abandonado

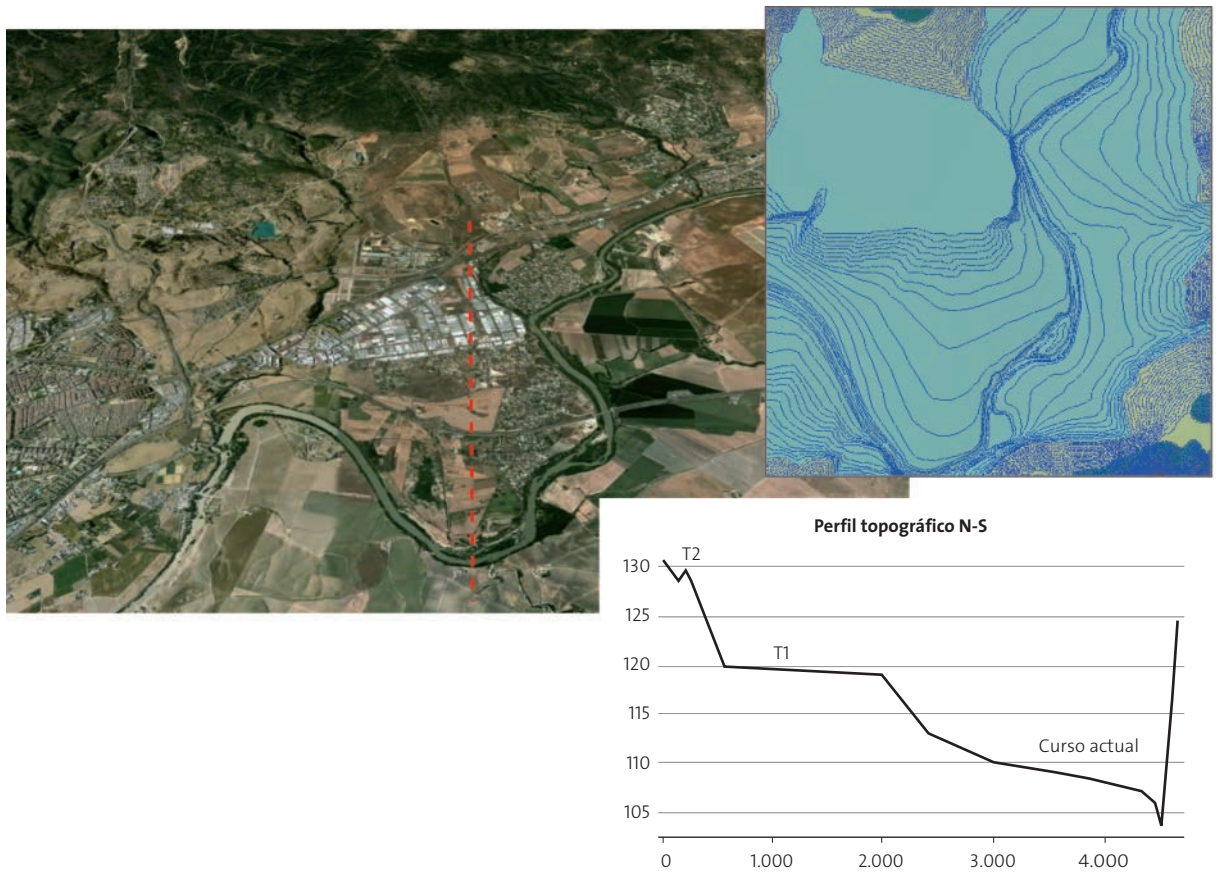


Morfoevolución fluvial

Un rasgo de la evolución geomorfológica fluvial es la presencia de distintos niveles de terraza. En la zona de estudio se distinguen dos niveles de terraza y el curso actual del río (110 m). El primer nivel de terraza se encuentra a 120 m de cota absoluta (+10 m sobre el talweg actual) y el segundo nivel está a cota 128 m (+18 m sobre el talweg). La secuencia de las terrazas se han tomado de más moderna a más antigua para facilitar el cálculo de su altura relativa.



Figura 5. Niveles de terraza identificados en la zona de estudio



Dos de estos niveles de terraza se pueden identificar realizando un perfil topográfico N-S de la zona de estudio. En dicho perfil se ha identificado el curso actual del río, con una cota de 110 m, el primer nivel de terraza, a 120 m, y el segundo nivel de terraza a 128 m. Se puede observar, como las cotas obtenidas en el perfil topográfico coinciden aproximadamente con las cotas identificadas en la cartografía (Figura 5).

3.4. CONTEXTO HIDROLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

La zona de estudio, desde el punto de vista de la hidrología superficial, pertenece a la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir (Figura 6). Los recursos hídricos de la cuenca del Guadalquivir en régimen natural ascienden a 7.022 Hm³/año, con una distribución anual en la que las mayores aportaciones se producen en los meses de enero a marzo en los que se concentra el 53% de la aportación anual. En el periodo de junio a octubre solo se produce el 7,5% del total anual.

La Red Oficial de Estaciones de Aforo (R.O.E.A) es la red que permite conocer la evolución de los caudales en determinados puntos de cauces y canales, así como la reserva de los embalses. La Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir consta de alrededor de 70 estaciones de aforo repartidas por toda la cuenca. La estación de aforo más cercana a la zona estu-

dio es la 5070 situada en el municipio de Córdoba (Ver Mapa Hidrológico Anexo IIIa). Los datos estadísticos de los caudales, muestran un caudal medio anual de 65 m³/s, con un caudal medio máximo en el mes de febrero de 119 m³/s y un caudal medio mínimo de 36 m³/s en el mes de octubre. Los datos de esta estación de aforo han sido empleados para la obtención los caudales de diseño para los periodos de retorno de 2, 100 y 500 años. Estos caudales, que son los que se han utilizado para llevar a cabo la modelización hidrológica, son los que se muestran a continuación:

- T = 2 años → Q = 1.347 (±62) m³/s
- T = 100 años → Q = 4.014 (±87) m³/s
- T = 500 años → Q = 6.897 (±103) m³/s

En cuanto a la hidrogeología, según el Mapa Hidrogeológico de España a escala 1:200.000 del IGME, en la zona de estudio encontramos tres unidades hidrogeológicas diferenciadas: Acuíferos Carbonatados Paleozoicos, el Acuífero Mioceno de Base y el acuífero de las terrazas aluviales del Guadalquivir.



Figura 6. Fotografías del río Guadalquivir a su paso por la zona de estudio



Los Acuíferos Carbonatados Paleozoicos se caracterizan por ser unos acuíferos calizo-dolomíticos muy compartimentados, con edades comprendidas entre el Precámbrico y el Carbonífero. Están constituidos por una serie carbonatada con intercalaciones pizarrosas con potencia variable. Se trata de acuíferos libres con una permeabilidad media por fisuración o localmente alta por fenómenos de karstificación con manantiales o zonas de drenaje. La superficie piezométrica está situada entre los 100 y los 780 m.s.n.m. con importantes saltos por efectos de la compartimentación tectónica del acuífero.

El Acuífero Mioceno de Base está constituido por facies detríticas (conglomerados, arenas y gravas, areniscas y calcarenitas) situadas discordantes sobre el zócalo paleozoico de naturaleza impermeable con un espesor variable. Los frecuentes cambios laterales de espesores y facies condicionan la transmisividad del acuífero que varía desde elevada ($10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$) a baja ($5 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$). El acuífero es libre en los afloramientos y sus inmediaciones con valores de porosidad eficaz de hasta 2,5% y pasa a confinado hacia el sur con un coeficiente de almacenamiento de 10^{-4} . La superficie piezométrica se encuentra situada entre los 20 y 200 m.s.n.m. existiendo algunos sondeos surgentes.

Por último, los depósitos aluviales del río Guadalquivir se caracterizan por presentar espesores variables de gravas, arenas, limos y arcillas. Su superficie piezométrica asciende gradualmente de 20 m.s.n.m. en el extremo occidental a 125 m.s.n.m. en el extremo oriental, siendo la profundidad del agua generalmente inferior a 10 metros. Presenta una transmisividad de hasta $10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ y caudales puntuales de hasta 100 l/s.

En cuanto a la calidad de las aguas subterráneas, los Acuíferos Carbonatados Paleozoicos se caracterizan ser de buena calidad en general, presentar bajas salinidades y ser facies bicarbonatadas cálcicas. El Acuífero Mioceno de Base presenta una salinidad inferior a 1000 mg/l y en él predominan las facies bicarbonatadas cálcicas aunque, en algunos casos puntuales, en la parte confinada se mezcla con aguas cloruradas sódicas aumentando la salinidad. Finalmente, los depósitos aluviales del Guadalquivir presentan una gran variabilidad temporal y espacial de la calidad con una diversidad de las facies hidroquímicas y salinidades de 500 a 3000 mg/l destacando en algunas zonas la presencia de contaminación por fertilizantes y vertidos residuales.

La recarga media anual para el conjunto de acuíferos de la cuenca, se ha estimado en 2.680 Hm³/año, siendo los recursos disponibles de 1.962 Hm³/año (Ver Mapa Hidrogeológico Anexo IIIb).

3.5. USOS DEL SUELO

Para la identificación de los usos del suelo se ha utilizado la cartografía del proyecto europeo Corine Land Cover 2006 a escala 1:100.000 a partir del cual se ha elaborado el Mapa de Usos del Suelo de la zona de estudio (Ver Mapa de Usos del Suelo Anexo IV).

La mayor parte de la zona de estudio más próxima al cauce se encuentra ocupada por tierras de cultivo de secano y de regadío (Figura 7). Las tierras de cultivo de labor en secano ocupan 190,91 km², lo cual supone aproximadamente un 34% del total de la zona de estudio, mientras que las tierras de cultivo de regadío ocupan 109,92 km² lo cual representa el 19% del total. Por lo tanto, el total de superficie ocupada por tierras de cultivo asciende a 300,83 km², es decir, un 53% del total. Estos datos muestran que más de la mitad de la zona de estudio se encuentra ocupada por tierras de cultivo.

Figura 7. Fotografía de una superficie dedicada a cultivo en la zona de estudio





Figura 8. Fotografías del tejido urbano situado junto al cauce



También, se puede observar como una gran parte del terreno situado junto al cauce se encuentra ocupado por un tejido urbano discontinuo con una superficie de 82,56 km², que junto con el tejido urbano continuo (14,56 km²), representa el 17% del total de la zona de estudio (Figura 8).

Por otro lado, la zona situada más al norte se encuentra presenta zonas industriales y comerciales con una extensión de 9,42 km², lo cual representa el 2% de la superficie total. La importancia de esta zona, a pesar de no ocupar una superficie muy extensa, radica en que en ese lugar se encuentra situado uno de los polígonos industriales más importantes de la ciudad de Córdoba.

Otros de los usos identificados con representatividad en el área de estudio, son los bosques de frondosas, coníferas y mixtos, zonas de matorral boscoso de transición, matorrales esclerófilos, sistemas agroforestales y terrenos principalmente agrícolas, pero con importantes espacios de vegetación natural y semi-natural. El resto de los usos en la zona que no han sido nombrados son aquellos cuya extensión representa menos del 1% de la superficie total.

La identificación de los distintos usos del suelo supone un paso muy importante en el análisis de riesgos por avenidas, pues por una parte condiciona la modelización hidrológica y por otro lado, la información de los usos del suelo es esencial para la elaboración de la cartografía de vulnerabilidad y exposición.

4. ANÁLISIS DE RIESGOS POR AVENIDAS

4.1. SÍNTESIS METODOLÓGICA DEL ANÁLISIS DE RIESGOS POR AVENIDAS

La metodología seguida para el análisis de riesgos por avenidas se ha basado en el análisis integral del medio físico que ha sido empleado de forma combinada y complementaria en la modelización hidrológica-hidráulica mediante SIG. Los resultados obtenidos del análisis y de la modelización, han permitido elaborar la cartografía de peligrosidad y la cartografía de vulnerabilidad y exposición para, finalmente, analizar el riesgo de forma integrada y obtener la cartografía de diagnóstico ambiental. En

la Figura 9 se ha incluido un diagrama en el que se representa de manera gráfica la metodología seguida.

4.2. ANÁLISIS HIDROLÓGICO

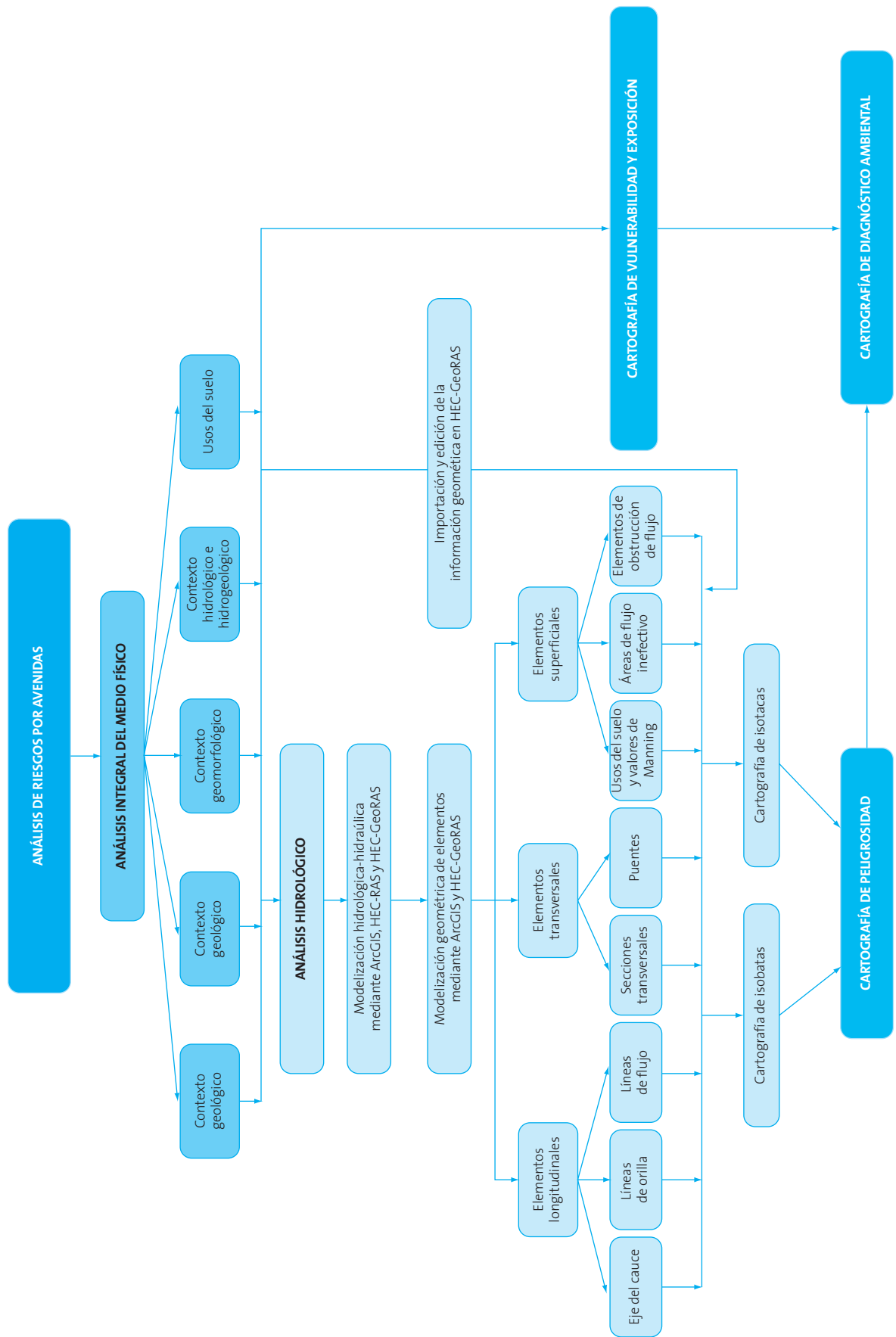
Para llevar a cabo el análisis hidrológico se ha llevado a cabo la modelización geométrica de los elementos del cauce del río Guadalquivir mediante un SIG (ArcGIS 10.0) y el programa *Hydrologic Engineering Centers River Analysis System* (HEC-RAS) junto con la extensión HEC-GeoRAS, enfocada a la obtención de información geométrica del cauce, y exportación e importación de datos entre HEC-RAS y ArcMap. El fin del análisis hidrológico es obtener, junto con el análisis integral del medio físico, la información acerca de la distribución de la altura de la lámina de agua y de la distribución de velocidades para cada período de retorno considerado, para elaborar la cartografía de isobatas e isotacas. Esto nos permitirá elaborar la cartografía de peligrosidad, que junto con la cartografía de vulnerabilidad y exposición elaborada a partir del análisis integral del medio físico, nos permitirá obtener la cartografía diagnóstico ambiental con una zonificación de los impactos.

4.2.1. MODELIZACIÓN GEOMÉTRICA DE ELEMENTOS DEL CAUCE MEDIANTE ARCGIS Y HEC-GEORAS

A partir de las capas vectoriales digitales y georreferenciadas de curvas de nivel y puntos acotados obtenemos la configuración del terreno en el área de estudio y las ortofotografías digitales a color, que nos proporcionan la información geoespacial del trazado del cauce y de los diferentes usos del suelo. Con estos datos se ha realizado modelización geométrica de los elementos del cauce del río Guadalquivir mediante ArcGIS y HEC-GeoRAS. Se han digitalizado elementos longitudinales (eje del cauce, líneas de orilla y líneas de flujo), elementos transversales (secciones transversales y puentes) y elementos superficiales (usos del suelo y valores de Manning, áreas de flujo inefectivo y elementos de obstrucción al cauce), para posteriormente, mediante el programa HEC-RAS llevar a cabo la simulación de los procesos de inundación para los distintos períodos de retorno considerados.



Figura 9. Diagrama de la metodología empleada para el análisis de riesgos por avenidas





Elementos longitudinales del cauce

Para la modelización del cauce del río Guadalquivir en la zona de estudio, se ha delineado por dónde pasa el eje del cauce y en qué dirección, y se ha delimitado el área por la que discurre habitualmente el flujo de agua por medio de la delineación de

orillas. Tanto para la digitalización del eje del cauce (Figura 10 y Anexo Va) como para la de las líneas que marcan las orillas del río (Figura 11 y Anexo Vb) se ha utilizado como referencia las ortofotografías puesto que podemos observar por dónde discurre y hasta dónde llega habitualmente el nivel del agua.

Figura 10. Digitalización del cauce

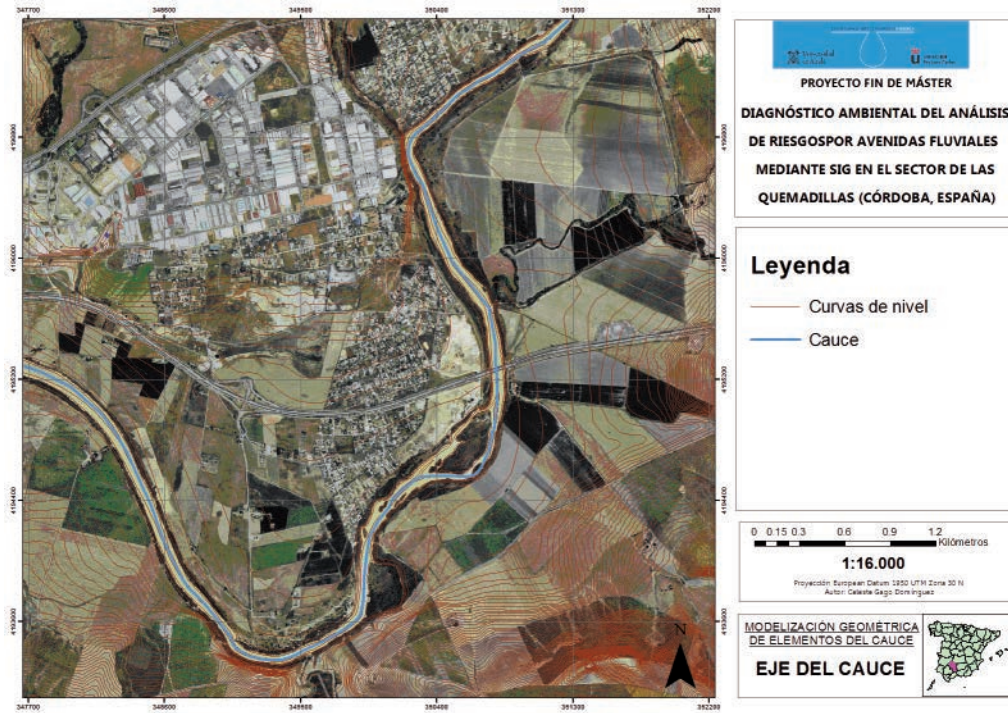
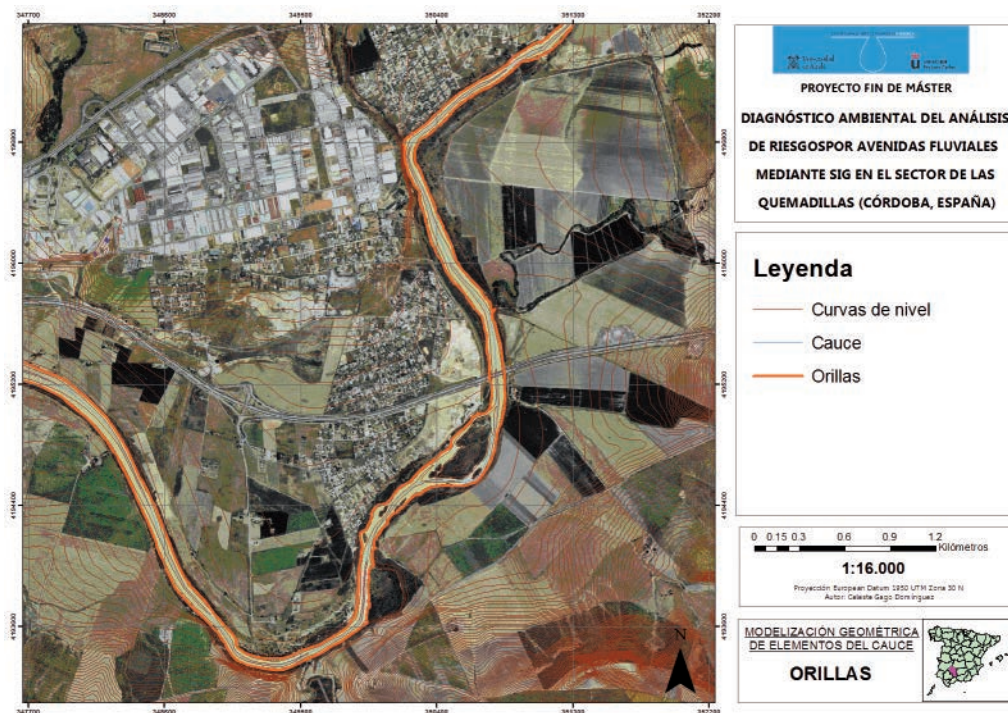


Figura 11. Digitalización de las líneas de orilla





Además de la digitalización del eje del cauce y de las orillas, es necesario establecer ciertos atributos del eje del cauce y configurar las reglas topológicas y de flujo asignándoles sus alturas correspondientes, para lo cual es necesario crear el modelo del terreno en formato TIN (*Triangulated Irregular Network*) a partir de la información digitalizada de curvas de nivel (*Figura 12 y Anexo Vc*).

Otro de los elementos necesarios para la definición geométrica longitudinal del cauce son las líneas de flujo, puesto que sirven para la localización longitudinal de secciones transversales. Encontramos tres líneas de flujo, una central, que coincide con el eje del cauce, y dos laterales a izquierda y derecha del cauce, que se sitúan en la llanura de inundación del río (*Figura 13 y Anexo Vd*).

Figura 12. Modelo del terreno en formato TIN

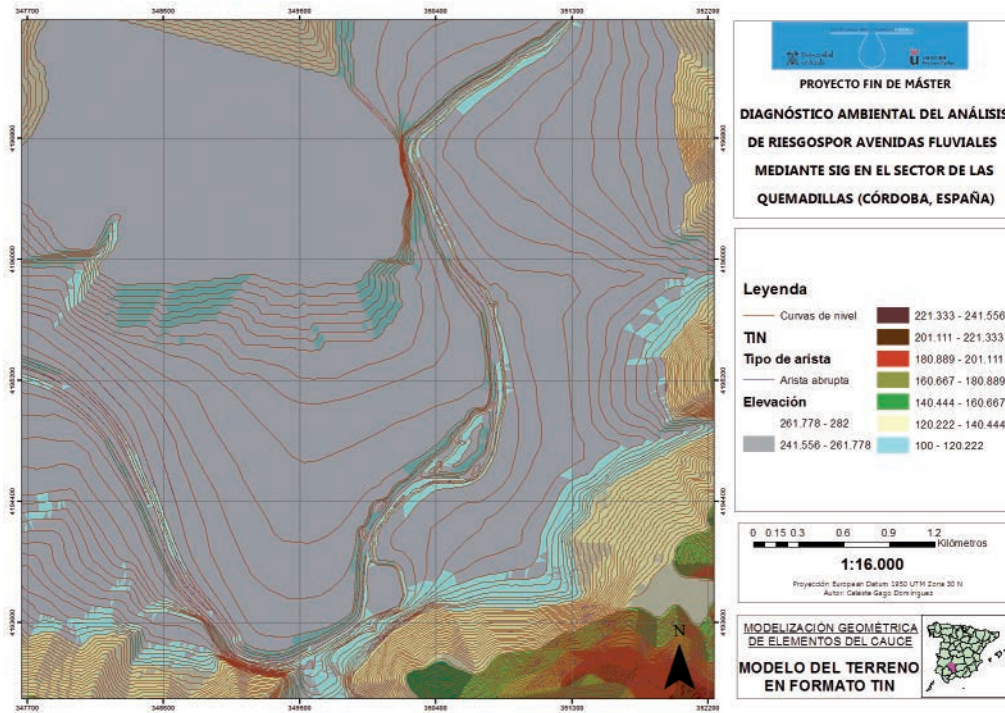
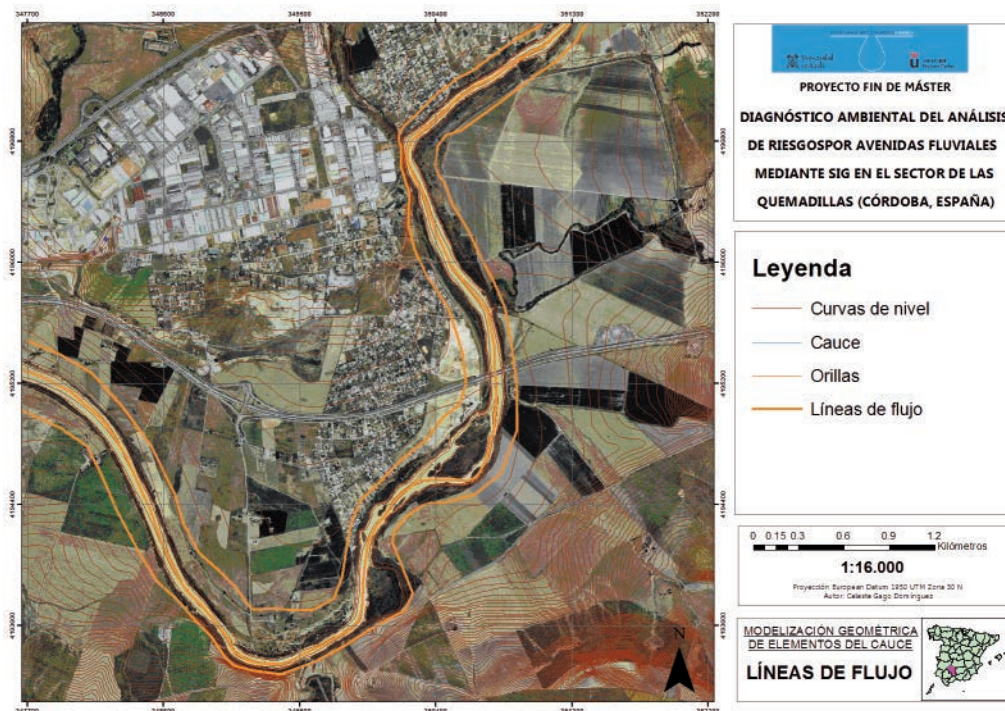


Figura 13. Digitalización de las líneas de flujo





Elementos transversales del cauce

Los elementos transversales, son aquellos elementos perpendiculares a la dirección de flujo de agua a lo largo del río, los cuales son necesarios para definir la geometría del cauce.

En primer lugar se han editado las secciones transversales perpendiculares al eje del cauce y prolongándose por toda la llanura de inundación (Figura 14 y Anexo Ve). Las secciones

transversales son un elemento clave para su posterior ejecución con HEC-RAS, pues de ellas extraeremos la información altitudinal del terreno utilizado como referencia para definir la geometría del canal.

A partir del modelo del terreno en formato TIN podemos analizar la geometría del cauce de cada una de las secciones transversales (Figura 15).

Figura 14. Digitalización de las secciones transversales

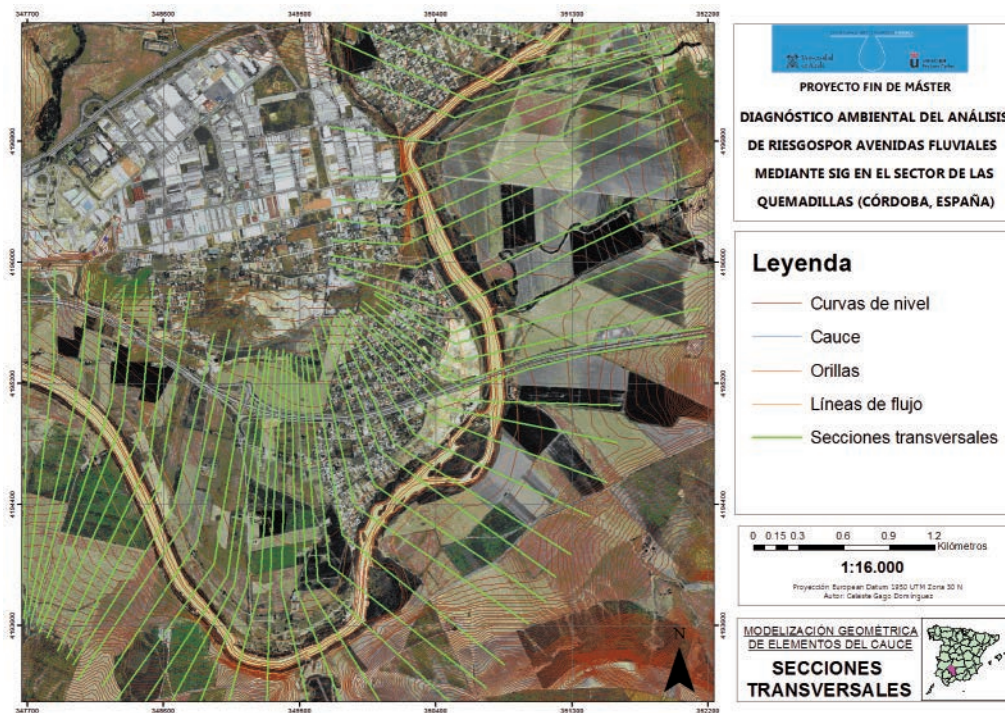
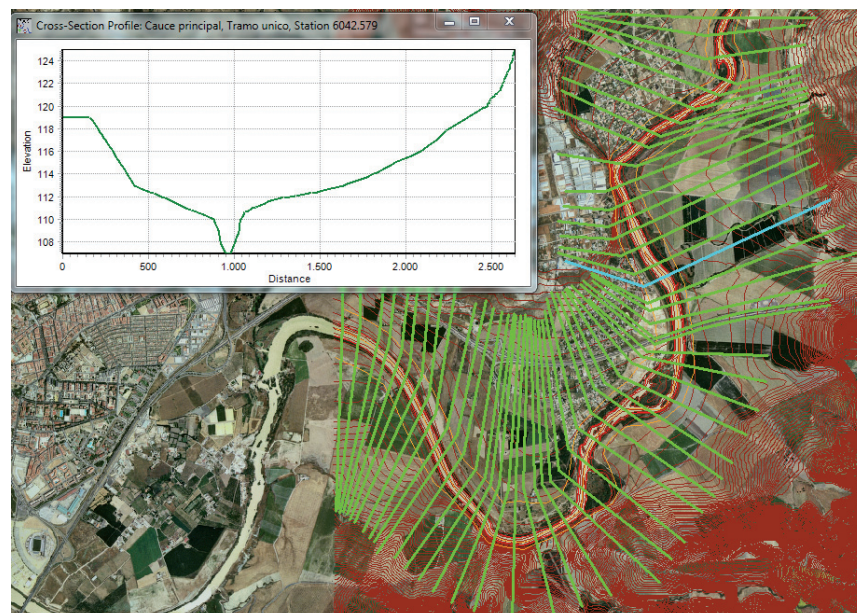


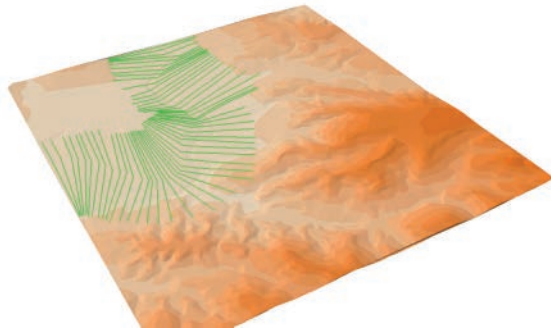
Figura 15. Captura de la representación de una sección transversal mediante un perfil de alturas





A continuación se muestran las secciones transversales en tres dimensiones mediante una herramienta de asignación de alturas, las cuales se extraen del TIN del terreno creado anteriormente (Figura 16).

Figura 16. Captura de las secciones transversales en 3D en Arc-Scene



Otro de los elementos transversales perpendiculares al eje del cauce que encontramos en el tramo del río Guadalquivir en la zona de estudio, es un puente (Figura 17), el cual ha sido digitalizado con ayuda de las ortofotografías (Figura 18 y Anexo V). Posteriormente, definiremos la estructura geométrica de la sección del puente sobre el cauce mediante HEC-RAS.

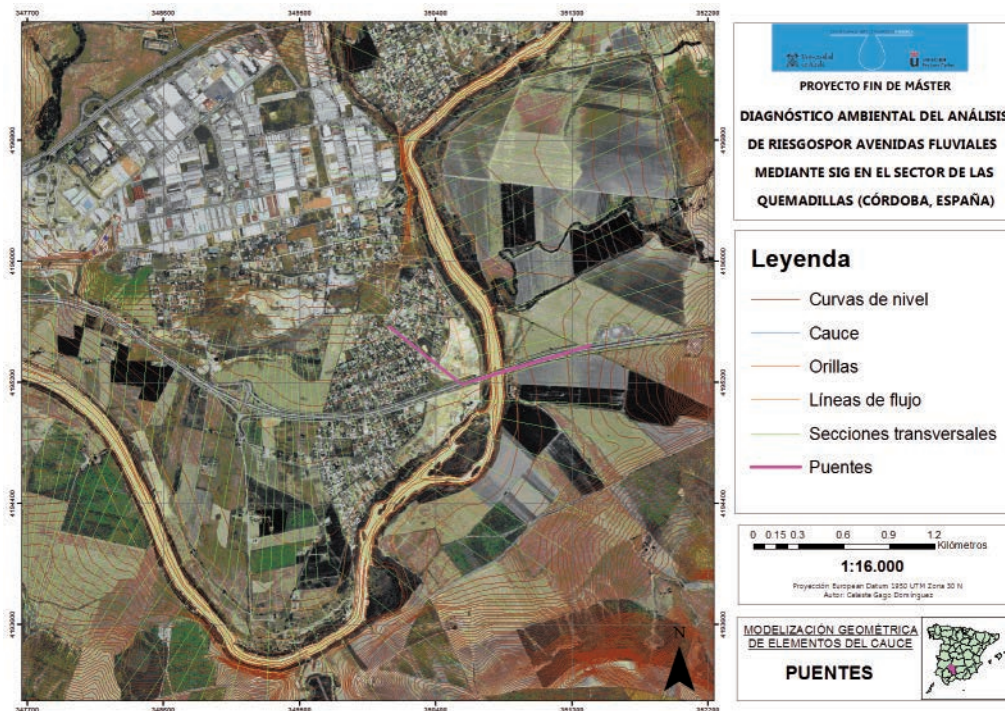
Figura 17. Fotografía del puente de la zona de estudio



Elementos geométricos superficiales, definición de usos y valores de manning

Uno de los requisitos en el análisis de inundaciones consiste en asignar a cada una de las secciones transversales los valores de Manning correspondientes, los cuales son representativos de la resistencia que ofrece una determinada superficie a un fluido. En la modelización de avenidas fluviales, las zonas arboladas o con alta densidad de edificación presentan una mayor resistencia al movimiento del agua por lo que los valores del número de Manning son altos. En cambio, las zonas asfaltadas sin edificar o áreas con cultivos presentan menor resistencia, por lo que tienen valores del número de Manning más bajos.

Figura 18. Digitalización del puente





Para la asignación de los valores del número de Manning a las secciones transversales que se han generado, se ha utilizado la información sobre los usos del suelo del análisis integral del medio físico (*Mapa de Usos del Suelo Anexo IV*), junto con la información proporcionada por las ortofotografías de la zona de estudio.

Se han asignado distintos valores del número de Manning a cada uno de los usos del suelo en la zona de estudio digitalizándose sobre la ortofotografía (*Figura 19 y Anexo Vg*). La mayor parte de la zona de estudio está ocupada por tejido urbano al cual se le ha asignado valores de Manning de 0,09, y por zonas de cultivos, a las cuales se les ha asignado un valor más bajo de 0,5. En la *Tabla 2* se pueden observar los valores del número de Manning asignados a cada tipología de uso del suelo en la zona de estudio. También se ha creado una tabla de identificación de los usos del suelo y los valores del número de Manning en la geodatabase del proyecto y se han asociado estos valores a las secciones transversales.

Tabla 2. Valores del número de Manning para los distintos usos del suelo

Uso del suelo	N.º de Manning
Arbolado	0,09
Cauce	0,04
Cultivos herbáceos o pastos	0,05
Tejido urbano	0,09
Tejido industrial	0,1

Otro de los elementos geométricos superficiales que definen la geometría del cauce, son las áreas de flujo inefectivo, es decir, zonas en las que hay acumulación de agua pero su velocidad de flujo es cero. En el tramo del río Guadalquivir que estamos analizando, no existen zonas donde se produzca estancamiento del agua, aunque las áreas situadas antes y después de los muros a ambos lados del puente pueden ser consideradas como tales, puesto que los muros impiden el flujo (*Figura 20 y Anexo Vh*).

En la zona de estudio también encontramos algunos elementos que, no incluidos en la información sobre el terreno, pueden suponer una obstrucción del flujo en las áreas de inundación. En ambos márgenes del cauce encontramos unas naves junto al puente, las cuales hemos considerado como elementos que bloquean el flujo (*Figura 20 y Anexo Vi*).

Figura 19. Digitalización de los usos del territorio

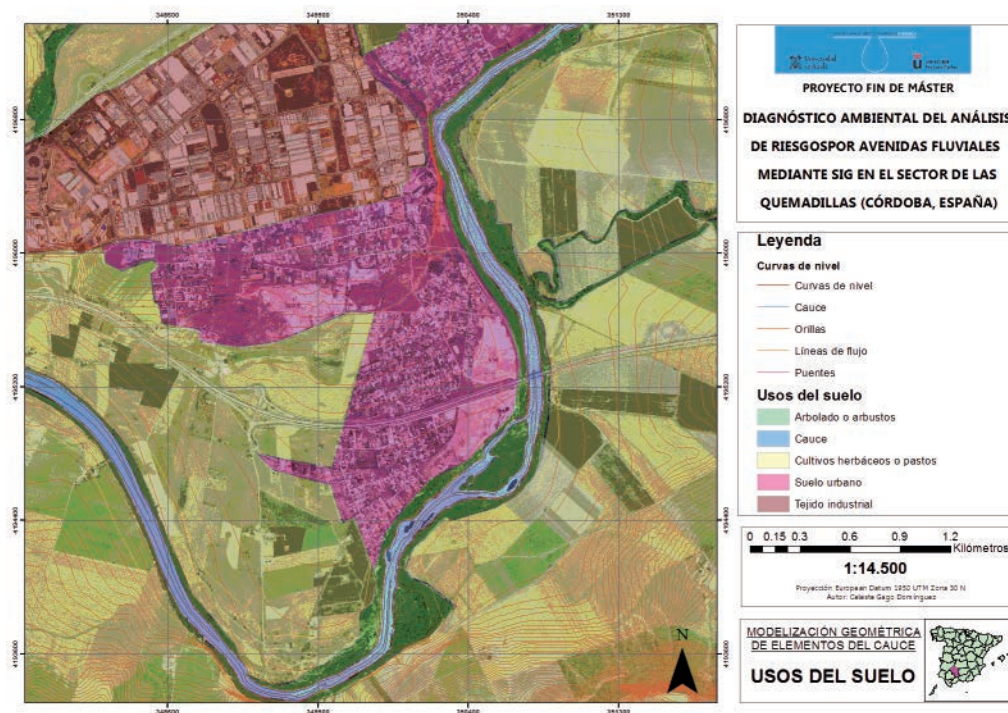
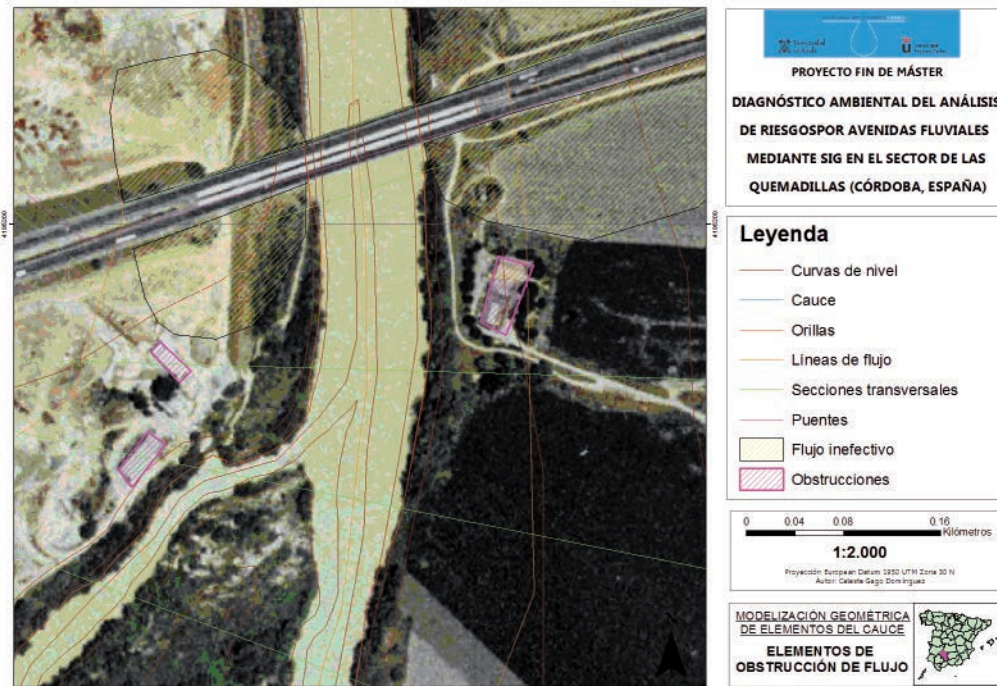




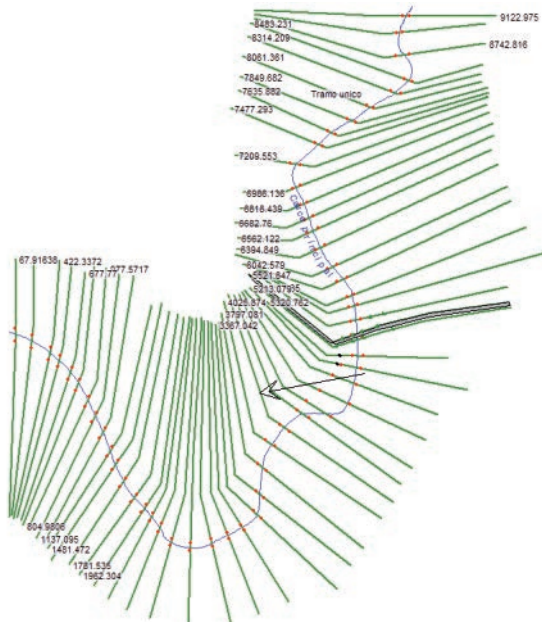
Figura 20. Digitalización de las áreas de flujo inefectivo y elementos de obstrucción del flujo.



4.2.2. IMPORTACIÓN Y EDICIÓN DE INFORMACIÓN GEOMÉTRICA DEL CAUCE EN HEC-RAS

Antes de comenzar con la edición y corrección de la información geométrica del cauce con HEC-RAS, es necesario importar dicha información previamente desde ArcGIS (Figura 21). La información y referencia longitudinal se ha incorporado en el eje y líneas de flujo, y la información sobre la morfología del terreno, distribución de valores de Manning, infraestructuras, etc., se ha incorporado en las secciones transversales y sección del puente.

Figura 21. Importación del proyecto a HEC-RAS



Edición y corrección de puentes

El puente de la zona de estudio, que se ha editado anteriormente, ha sido corregido mediante la herramienta de edición geométrica de HEC-RAS. En primer lugar se ha reubicado sobre el cauce, pues se encontraba desplazado con respecto a su posición correcta. Posteriormente, se ha definido la estructura geométrica de la sección del puente, pues es una función que no puede llevarse a cabo con HEC-GeoRAS.

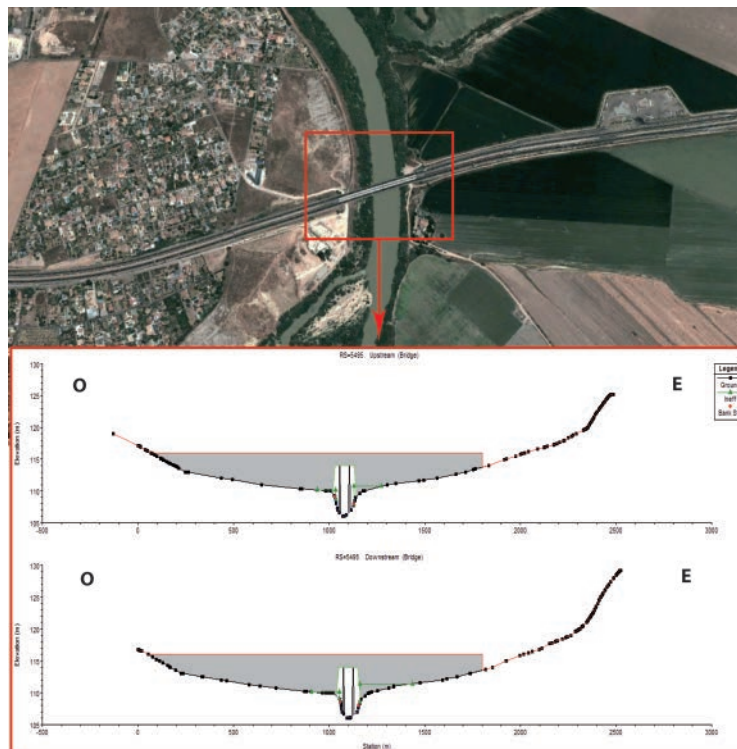
La sección del puente tiene una altura total constante de 116 m y el espacio abierto para el paso del agua tiene forma trapezoidal, simétrica y llega hasta una cota de 114 m. El espacio trapezoidal tiene un ancho de 60 m a cada lado de su eje de simetría en la base y 50 m en la parte superior. Consta de dos pilares localizados a 25 m del mismo eje central y tienen un ancho escalonado de 8 m en la mitad inferior y 4 m en la superior. Con estos datos se ha definido la estructura geométrica de la sección del puente sobre el cauce (Figura 22).

Simulación de los procesos de inundación

A continuación se ha llevado a cabo la simulación de los procesos de inundación que tendrán lugar para los distintos períodos de retorno que han sido considerados; en este caso, 2, 100 y 500 años. Este análisis se lleva a cabo teniendo en cuenta unas condiciones de flujo estacionario, en el que las velocidades de flujo son constantes en cada localización.



Figura 22. Definición de la estructura geométrica de la sección del puente.



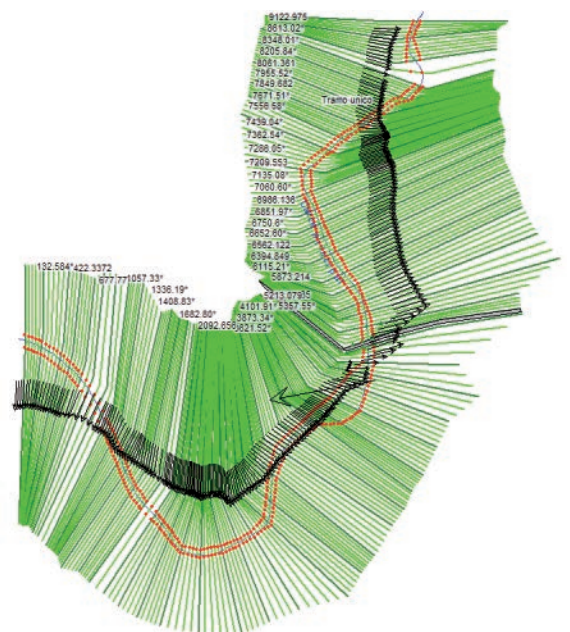
Para establecer las condiciones de flujo estacionario es necesario introducir tres perfiles, uno para cada período de retorno, que se han indicado anteriormente. En este caso, estamos trabajando en régimen subcrítico, por lo que se toman únicamente condiciones de contorno aguas abajo. Por otro lado, en cuanto al modo en que las condiciones son establecidas, se ha elegido la "Profundidad normal", utilizado para condiciones de flujo que se aproxime a uniforme, puesto que se conoce la pendiente a lo largo del cauce, lo cual es un requisito imprescindible para trabajar en este modo.

Por último es necesario establecer los caudales para cada período de retorno considerado. En este caso, se han obtenido a partir de los datos suministrados por la estación de aforo 5070 de la Red Oficial de Estaciones de Aforo (R.O.E.A) situada en el municipio de Córdoba. Estos caudales son los siguientes:

- $T = 2 \text{ años} \rightarrow Q = 1.347 (\pm 62) \text{ m}^3/\text{s}$
- $T = 100 \text{ años} \rightarrow Q = 4.014 (\pm 87) \text{ m}^3/\text{s}$
- $T = 500 \text{ años} \rightarrow Q = 6.897 (\pm 103) \text{ m}^3/\text{s}$

Una vez establecidas las condiciones de flujo se han aplicado al análisis de inundabilidad. También se ha llevado a cabo un proceso de interpolación de secciones transversales con el fin de ampliar la información geométrica y así, obtener mejores resultados. Como resultado de este proceso, se puede observar como el número de secciones transversales ha aumentado de 54 a 243 (Figura 23).

Figura 23. Interpolación de las secciones transversales





Resultados de inundabilidad y perfiles de velocidad para condiciones de flujo estacionario

Para la obtención de los perfiles de velocidad de flujo en el análisis estacionario es necesario establecer el patrón de división del perfil de velocidades, especificando el número de subsec-

ciones que se van a distinguir en el mismo. Estas subsecciones se determinan para cada una de las tres partes de las secciones transversales: la llanura de inundación a la izquierda del cauce, el cauce y la llanura de inundación a la derecha del cauce. En este caso, se han dividido cada una de estas partes en cuatro subsecciones.

Figura 24. Modelos tridimensionales del análisis de inundabilidad para cada periodo de retorno

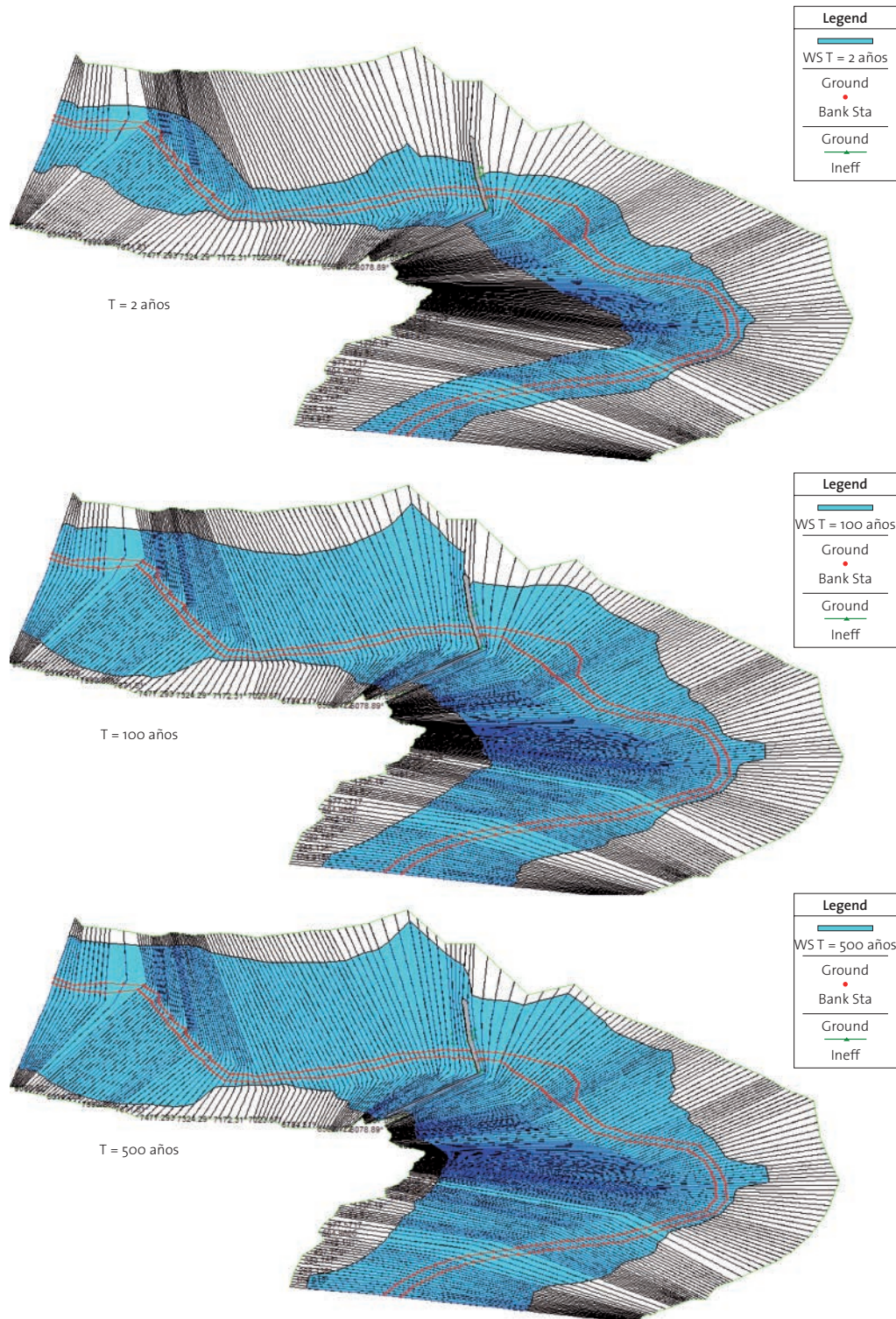
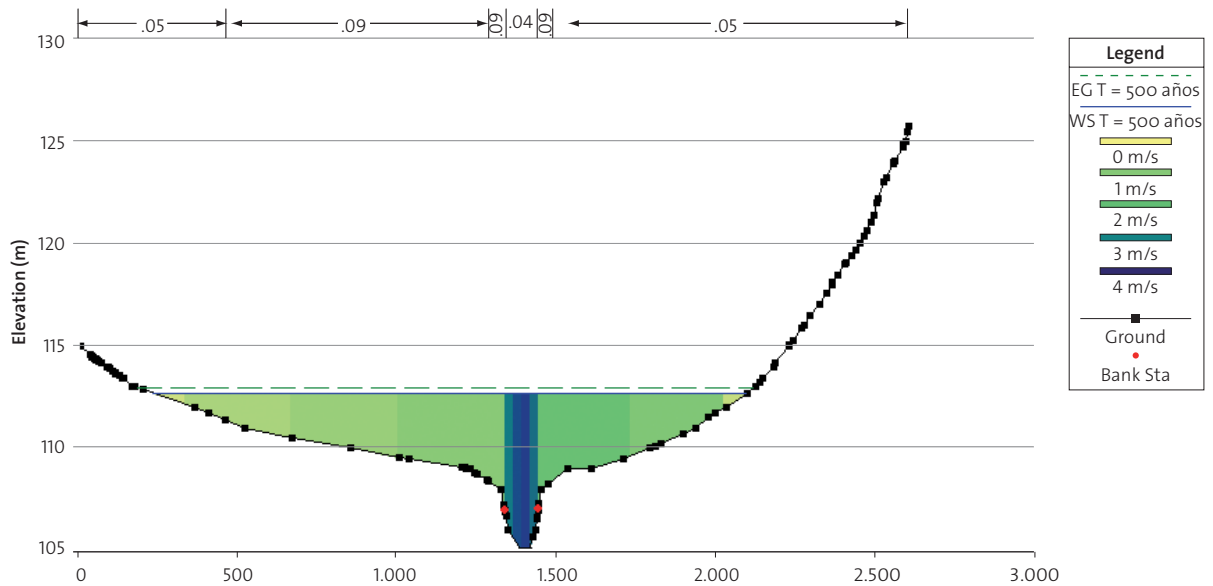




Figura 25. Perfil de velocidades de sección transversal para T = 500 años



Una vez establecido el patrón de división del perfil de velocidades se ha llevado a cabo de nuevo el análisis de inundabilidad. En la Figura 24 se pueden observar los modelos tridimensionales de los resultados correspondientes a una avenida de período de retorno 2, 100 y 500 años, pudiendo comprobar cómo se amplía notablemente la zona inundada por un evento de precipitación extremo.

Otros de los resultados gráficos del análisis de inundabilidad que se obtienen son los perfiles de velocidad de cada una de las secciones transversales. La Figura 25 muestra el perfil de velocidades para una sección transversal del cauce para el perfil de T = 500 años. En este gráfico se puede observar la distribución de velocidades, que varía desde 4 m/s en el centro de la sección hasta 0 m/s en los extremos laterales. Se puede comprobar que las velocidades más altas y la mayor variación de la velocidad se concentran en la sección central del cauce, mientras que en las llanuras de inundación los flujos de agua son muy lentos o prácticamente nulos.

4.2.3. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE INUNDABILIDAD

Una vez importados los resultados de inundabilidad obtenidos mediante HEC-RAS a ArcMap se han generado las capas del cálculo de avenidas que se ha llevado a cabo, las cuales proporcionan información de las alturas alcanzadas por la lámina de agua, superficies inundadas, profundidad del agua y distribución de las velocidades de flujo, para cada período de retorno considerado.

Las primeras capas que se han generado son las superficies de altura de inundación para cada período de retorno en formato TIN, que proporcionan la distribución de elevaciones de la lámina de agua, y se delimitan las áreas inundadas (Figura 26). También se ha obtenido como resultado la capa de distribución de velocidades de flujo para cada uno de los períodos de retorno (Figura 27).

Figura 26. Profundidad de la lámina de agua (isobatas) por período de retorno sobre el TIN

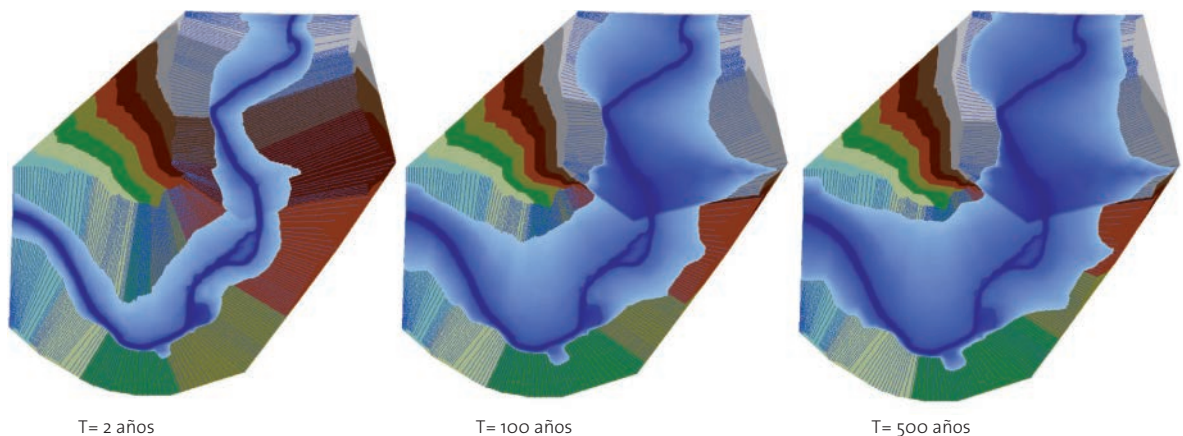




Figura 27. Distribución de las velocidades de flujo (isotacas) por período de retorno sobre el TIN

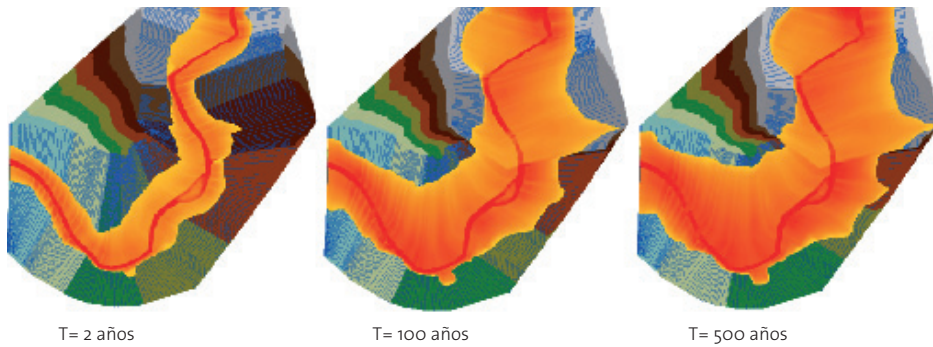
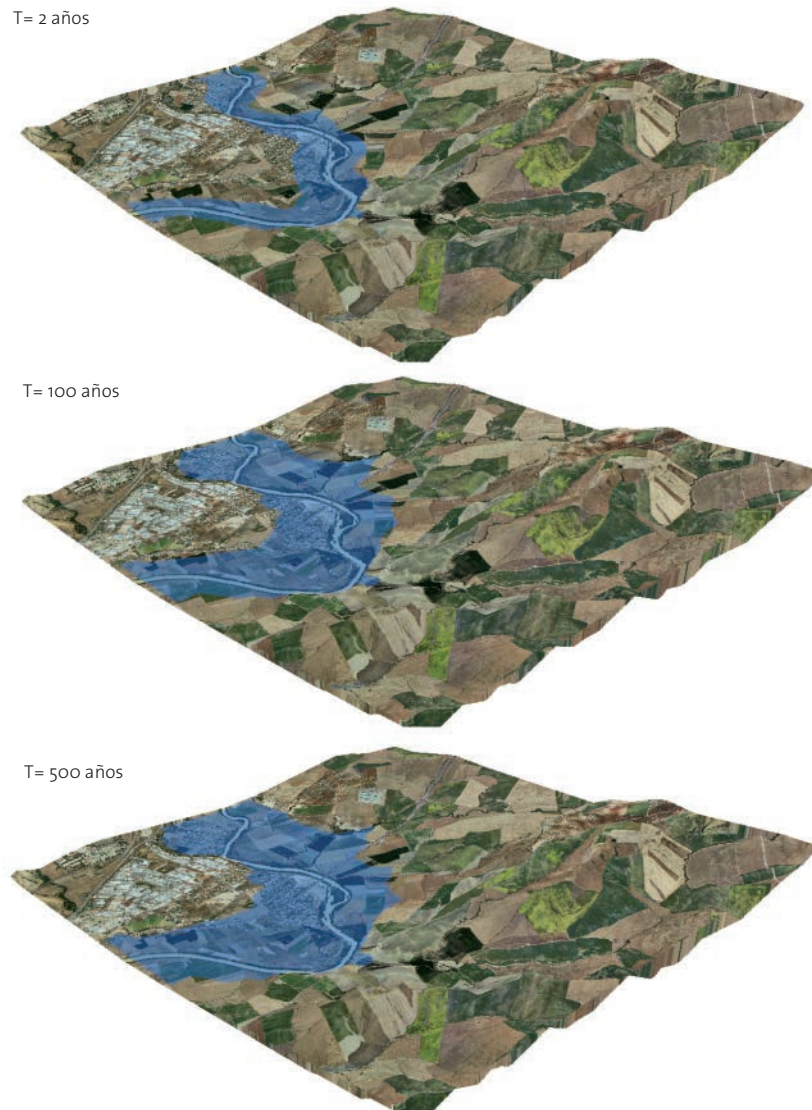


Figura 28. Áreas de inundación sobre la ortofotografía de la zona de estudio por período de retorno



Para la presentación de los resultados del modelo se ha representado el área inundada sobre la ortofotografía de la zona en tres dimensiones mediante ArcScene (Figura 28) y se han elaborado los mapas de isotacas (Figura 29 y Mapas de Isobatas

Anexo VI) que proporciona información sobre la distribución de la altura de la lámina de agua y los mapas de isotacas (Figura 30 y Mapas de Isotacas Anexo VII) con información sobre la distribución de las velocidades de flujo, para cada período de retorno.



Figura 29. Mapa de isobatas para el período de retorno de 500 años

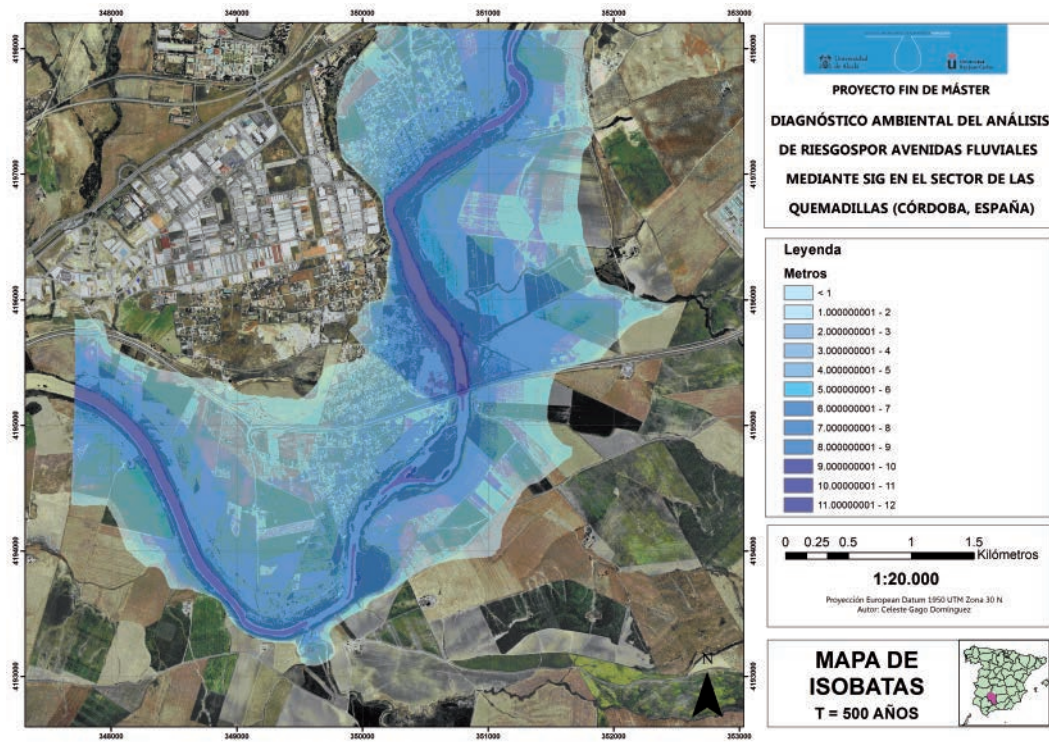
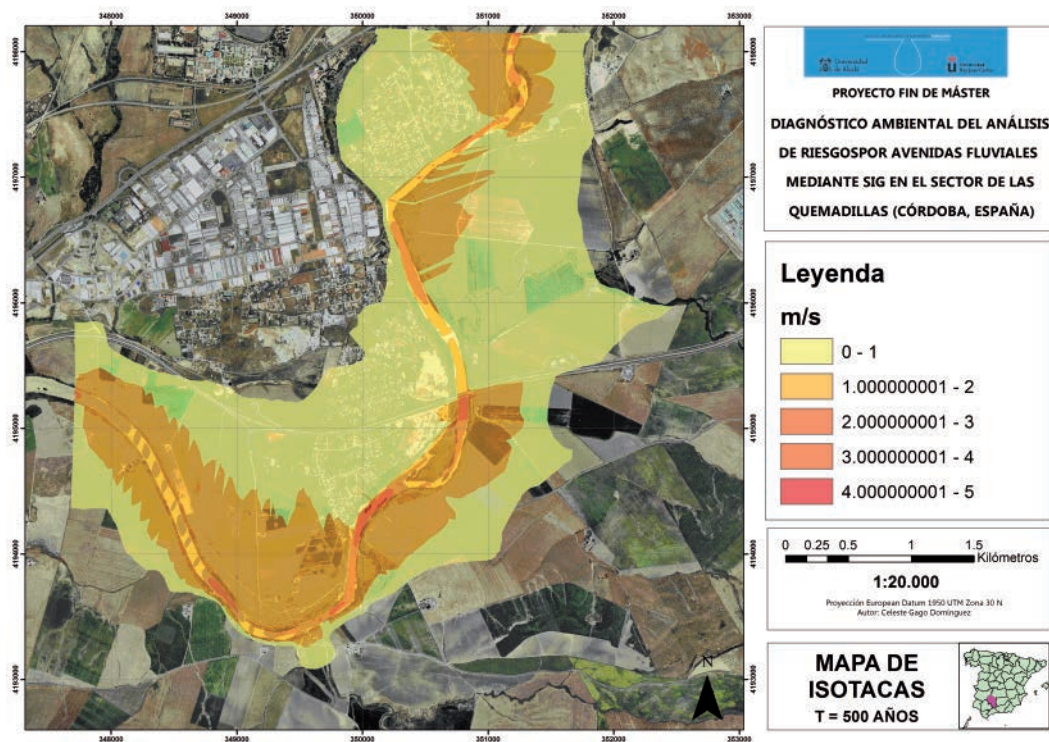


Figura 30. Mapa de isotacas para el período de retorno de 500 años





5. DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DEL RIESGO POR AVENIDAS FLUVIALES

El cálculo del riesgo puede derivarse del producto de la peligrosidad por la vulnerabilidad y la exposición del territorio:

$$\text{Riesgo} = \text{Peligrosidad} \times \text{Vulnerabilidad y exposición}$$

La determinación del riesgo por avenidas fluviales en el tramo del río Guadalquivir objeto de estudio de este proyecto, ha permitido elaborar la cartografía del diagnóstico ambiental estableciendo una zonificación en función del impacto asociado.

La metodología aplicada en el desarrollo de la cartografía del diagnóstico ambiental se ha basado en las indicaciones de la Guía Metodológica para la elaboración de Mapas de peligrosidad e inundaciones, elaborado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y el Instituto Geológico y Minero de España.

Teniendo en cuenta dicha Guía Metodológica, se ha elaborado la cartografía de peligrosidad a partir de los resultados obtenidos en el análisis de inundabilidad. Las zonas inundables para cada período de retorno considerado, la distribución de elevaciones de la lámina de agua (cartografía de isobatas) y la distribución de las velocidades de flujo (cartografía de isotacas), han permitido establecer la zonación de peligrosidad en el área de estudio, distinguiendo tres zonas de peligrosidad claramente diferenciadas, con límites netos y diferente coloración (Ver Figura 31 y Mapa de Peligrosidad por inundación Anexo VIII):

- Zona de peligrosidad alta (ZPA, color rojo), correspondiente a aquel sector del territorio donde frecuentemente existe grave

peligro para la integridad de las personas por la profundidad de la lámina de agua (calado, ≥ 1 m), por la velocidad de corriente (≥ 1 m/s) o por la combinación de ambas. Equivale a la zona inundable para el período de retorno de 2 años y por tanto de alta probabilidad.

- Zona de peligrosidad media (ZPM, color naranja), correspondiente a aquel sector del territorio susceptible de ser anegado frecuentemente pero con calados y velocidades que no suponen peligro para la vida humana ($\gamma < 1$ m, $v < 1$ m/s). Equivale a la zona inundable para el período de retorno de 100 años y por tanto de probabilidad media.
- Zona de peligrosidad baja (ZPB, color amarillo), correspondiente a aquel sector del territorio en el que sólo se producirán inundaciones con carácter extraordinario, con bajas frecuencias. Equivale al período de retorno de 500 años y por tanto de baja probabilidad.

Para la elaboración de la cartografía de vulnerabilidad y exposición ante el riesgo de inundaciones, se ha tenido en cuenta el Mapa de Usos del Suelo (Anexo IV), estimando la vulnerabilidad y la exposición mediante el análisis de las distintas coberturas de la zona de estudio. Para llevar a cabo la estimación se ha determinado el peso de las distintas coberturas valorando la importancia global de éstas frente al riesgo de inundación. Para ello se ha asignado un valor cuantitativo a cada categoría de uso del suelo en función de la presencia humana asociada a cada una (Ver Tabla 3 y Tabla 4). De esta manera se han establecido tres zonas con alta, media y baja vulnerabilidad y exposición ante el riesgo de inundaciones (Ver Figura 32 y Mapa de Vulnerabilidad y Exposición Anexo IX).

Figura 31. Mapa de peligrosidad por inundación

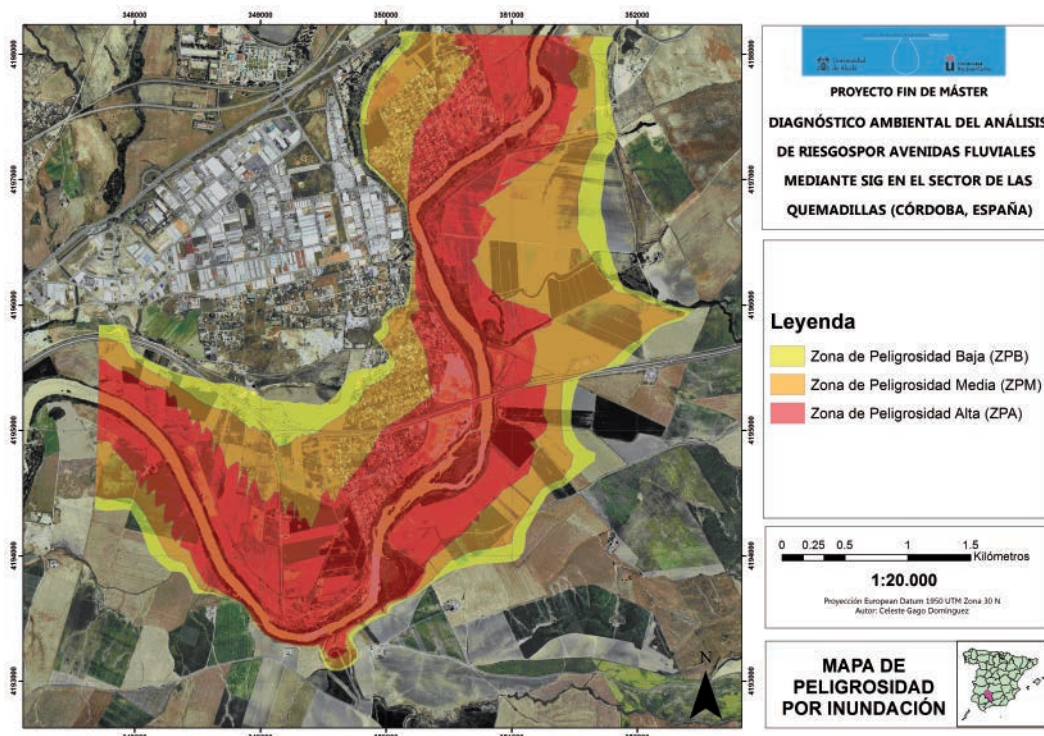




Tabla 3. Criterios establecidos para valorar los distintos usos del suelo

Vulnerabilidad y exposición			
Criterio	Descripción	Valor	Significado
Zonas urbanas	Zonas con alto riesgo por presencia humana constante	5	Alta
Infraestructuras	Zonas con riesgo medio por presencia humana eventual	3	Media
Medio Ambiente	Zonas no habitadas	1	Baja

Por último, una vez establecidas las zonas y asignados los valores de peligrosidad y de vulnerabilidad-exposición, se ha realizado álgebra de mapas mediante ArcGIS dando lugar al Mapa Diagnóstico Ambiental, el cual muestra el impacto ambiental asociado a las distintas zonas del área de estudio. Para la determinación de los distintos valores de impacto se ha elaborado una matriz con los valores de todas las combinaciones posibles de peligrosidad asociada a la vulnerabilidad y exposición, dando lugar a cinco categorías de impacto (Ver Tabla 5).

Tabla 4. Categorías de uso del suelo con su valor asignado

Vulnerabilidad y exposición	
Categoría de uso del suelo	Valor
Tejido urbano continuo	5
Tejido urbano discontinuo	5
Zonas industriales o comerciales	3
Redes viarias, ferroviarias y terrenos asociados	3
Aeropuertos	3
Zonas de extracción minera	3
Zonas en construcción	3
Instalaciones deportivas y recreativas	3
Tierras de labor en secano	1
Terrenos regados permanentemente	1
Olivares	1
Prados y praderas	1
Mosaico de cultivos	1
Terrenos principalmente agrícolas	1
Sistemas agroforestales	1
Bosques de frondosas	1
Bosques de coníferas	1
Bosque mixto	1
Pastizales naturales	1
Matorrales esclerófilos	1
Matorral boscoso de transición	1
Cursos de agua	1
Láminas de agua	1

Figura 32. Mapa de vulnerabilidad y exposición

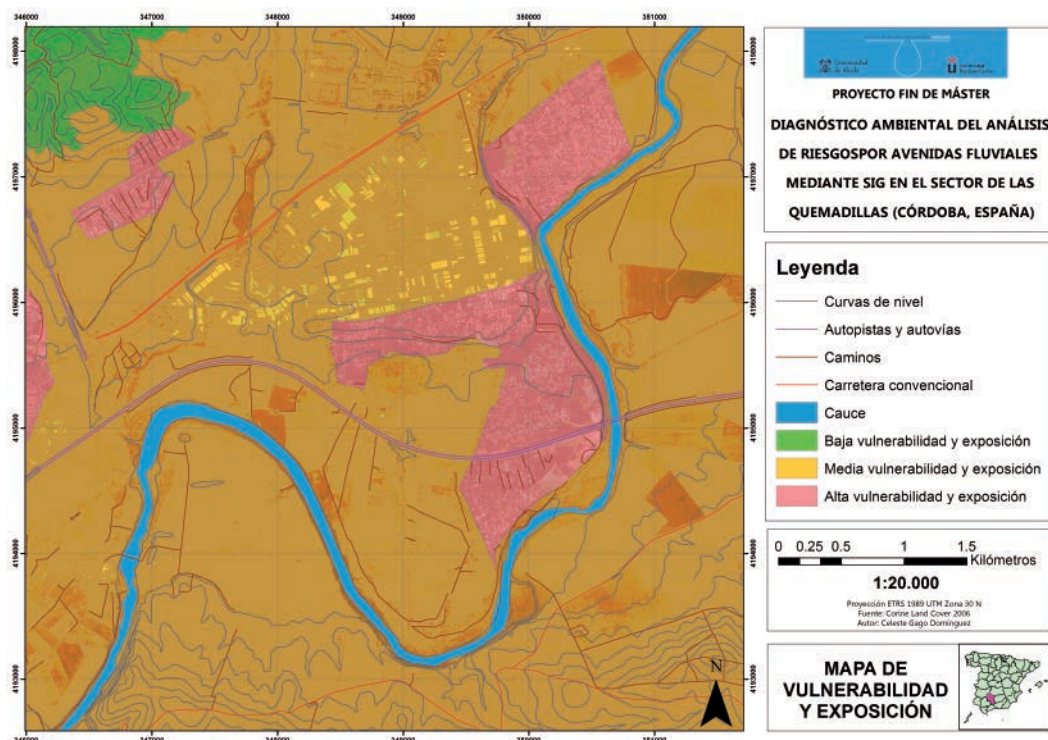




Tabla 5. Matriz de impacto

		Vulnerabilidad y exposición		
		Alta	Media	Baja
Peligrosidad	Alta	Muy alto	Alto	Medio
	Media	Alto	Medio	Bajo
	Baja	Medio	Bajo	Muy bajo

El Mapa Diagnóstico Ambiental es el resultado del proceso del análisis de riesgos por avenidas fluviales que se ha llevado a cabo en este proyecto y muestra las cinco categorías de impacto que se han establecido. (Ver Figura 33 y Mapa Diagnóstico Ambiental Anexo X).

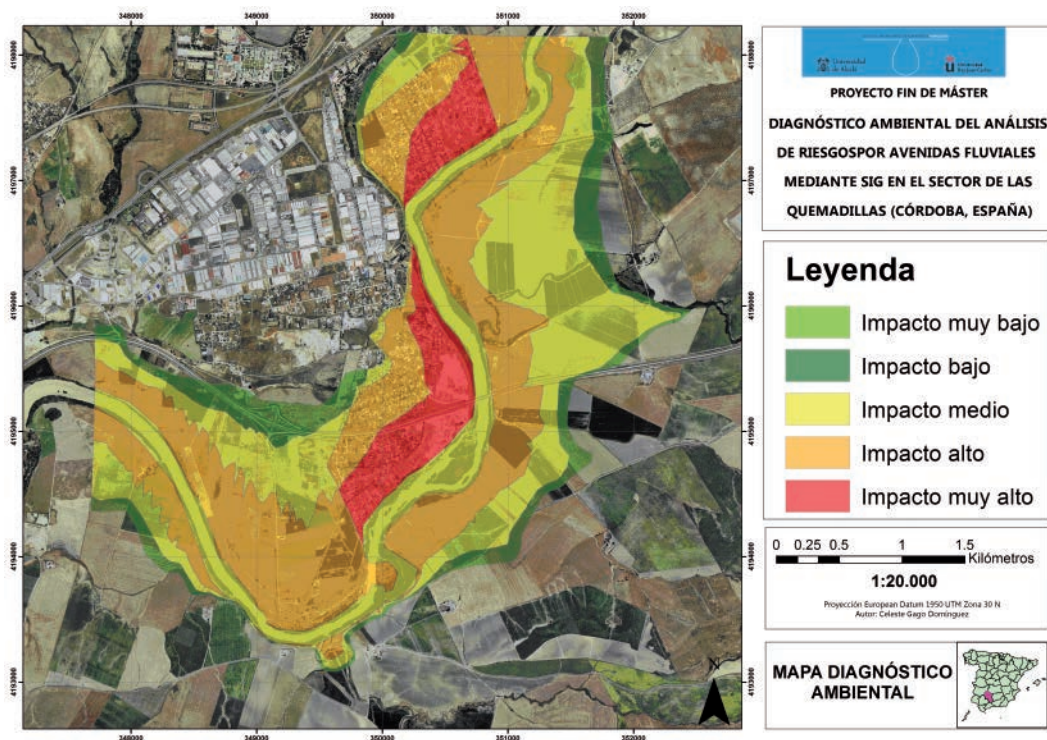
El área de mayor impacto, caracterizado como impacto muy alto y representado en color rojo, tiene una superficie de 1,17 km² lo cual representa aproximadamente el 10% del total área que presenta riesgo por inundaciones. Esta zona está situada en el margen derecho del río y se trata de zonas habitadas que se encuentran junto al cauce.

El área caracterizado como impacto alto representado en color naranja, ocupa también zonas muy próximas al cauce en ambos márgenes del río. En este caso, se puede observar como en su mayoría se trata tierras de cultivo y por tanto no habitadas, lo cual supone una disminución en el grado de impacto. Esta zona de impacto alto ocupa una superficie de 4,41 km² lo que representa el 39% del total.

La zona que ocupa una mayor extensión del total área que presenta riesgo por inundaciones, está caracterizado con un impacto de grado medio y está representado en el mapa en color amarillo. Tiene una superficie de 4,54 km², lo que supone el 40% del total, y ocupa zonas más alejadas del cauce, además del propio cauce, al tratarse de zonas no habitadas.

Las zonas que presentan grados de impacto bajos y muy bajos representados en la cartografía en color verde, son las zonas más alejadas del cauce y tienen una extensión de 1,23 km², aproximadamente el 11% del total.

Figura 33. Mapa diagnóstico ambiental





6. CONCLUSIONES

El Diagnóstico Ambiental del Análisis de Riesgos por Avenidas Fluviales mediante SIG ha permitido establecer una zonificación en función del impacto producido por las inundaciones en el sector de las Quemadillas en Córdoba (España).

La cartografía elaborada mediante SIG y las bases de datos asociadas han permitido representar las zonas con el grado de impacto asociado a partir de los valores de peligrosidad, vulnerabilidad y exposición ante el riesgo por inundaciones. Esta cartografía constituye una herramienta fundamental para el desarrollo de una gestión eficaz del riesgo por inundaciones.

Los resultados obtenidos muestran la existencia de zonas que presentan un grado de impacto muy alto. Se trata de áreas ocupadas por tejidos urbanos a ambos márgenes del río Guadalquivir muy próximas al cauce. Estas zonas presentan altos valores de vulnerabilidad y exposición ante el riesgo por inundaciones al tratarse de zonas con presencia humana constante. Además, presentan valores altos de peligrosidad por inundación, pues son sectores en los que existe peligro para la integridad de las personas por la profundidad de la lámina de agua (calado, y $\geq 1\text{m}$) y/o por la velocidad de corriente ($\geq 1\text{m/s}$) con una alta probabilidad de ocurrencia correspondientes a periodos de retorno de 2 años.

El análisis de los resultados pone de manifiesto un uso inapropiado del suelo al producirse el asentamiento de edificaciones en zonas próximas al cauce del río Guadalquivir por una incorrecta ordenación del territorio. Esto demuestra la necesidad de una revisión de los planes de ordenación urbana además de la adopción de una serie de medidas de mitigación del riesgo por inundaciones, como la predicción meteorológica e hidrológica, medidas correctoras y medidas preventivas de carácter estructural y no estructural con el fin de mejorar el nivel de riesgo por inundación y de reducir sus efectos.

Este proyecto constituye en sí mismo una medida no estructural de prevención del riesgo por inundaciones. Además, la metodología implementada con técnicas SIG presenta una gran utilidad para llevar a cabo una buena ordenación del territorio, y de esa forma reducir el riesgo de las inundaciones a escala local, y con pequeño coste en las primeras etapas de planificación municipal.

7. BIBLIOGRAFÍA

PUBLICACIONES

Mapas de peligrosidad por avenidas e inundaciones. Guía metodológica para su elaboración. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Riesgos geológico/geotecnia nº1. Ministerio de Ciencia e Innovación e Instituto Geológico y Minero de España, 2008.

Memoria del Plan Hidrológico del Guadalquivir. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente y Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Julio, 1995.

Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Septiembre, 2012.

Evaluación Preliminar del riesgo de inundación en la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Julio, 2012.

Atlas Climático Ibérico. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Agencia Estatal de Meteorología e Instituto de Meteorología de Portugal, 2011.

NANÍA S., Leonardo y MOLERO, Emilio. *Manual Básico de HEC-RAS 3.1.3 y HEC-GeoRAS 3.1.1.* En: Curso de Especialización: Modelización de ríos en HEC-RAS y SIG: Régimen permanente 1-D, (Granada 14-16 de febrero de 2007). Universidad de Granada.

PÁGINAS WEB

Instituto Geográfico Nacional <<http://www.ign.es>> [Varias consultas: diciembre de 2012 a mayo 2013].

Instituto Geológico y Minero de España <<http://www.igme.es>> [Varias consultas: diciembre de 2012 a mayo 2013].

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente <<http://www.magrama.gob.es>> [Varias consultas: diciembre de 2012 a mayo 2013].

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir <<http://www.chguadalquivir.es>> [Consulta: 23 enero de 2013].

Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

<<http://www.juntadeandalucia.es>> [Consulta: 15 de febrero de 2013].

Agencia Estatal de Meteorología <<http://www.aemet.es/>> [Consulta: 6 abril de 2013].

LEGISLACIÓN

Directiva 2007/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 23 de octubre de 2007 relativa a la evaluación y gestión de riesgos de inundación. Diario Oficial de la Unión Europea, 6 de noviembre de 2007, L 288/27.

Real Decreto 903/2010, de 9 de julio de 2010, de evaluación y gestión de riesgos de inundación. Boletín Oficial del Estado, 15 de julio de 2010, núm. 171, p.61954.

Ley 29/1985, de 2 de agosto de 1985, de Aguas. Boletín Oficial del Estado, 8 de agosto de 1985, núm.189, p.25123.

Real Decreto 849/1986, de 11 de abril de 1986, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos Preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. Boletín Oficial del Estado, 30 de abril de 1986, núm. 103, p.15500.

Real Decreto 9/2008, de 11 de enero de 2008, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril. Boletín Oficial del Estado, 16 de enero de 2008, núm. 14, p.3141.



Real Decreto 1/2001, de 20 de julio de 2001, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Boletín Oficial de Estado, 24 de julio de 2001, núm. 176, p.26791.

Directiva 2000/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 22 de diciembre de 2000, L 327/1.

Real Decreto 407/1992, de 24 de abril de 1992, por el que se aprueba la Norma Básica de Protección Civil. Boletín Oficial del Estado, 1 de mayo de 1992, núm. 105, p.14868.

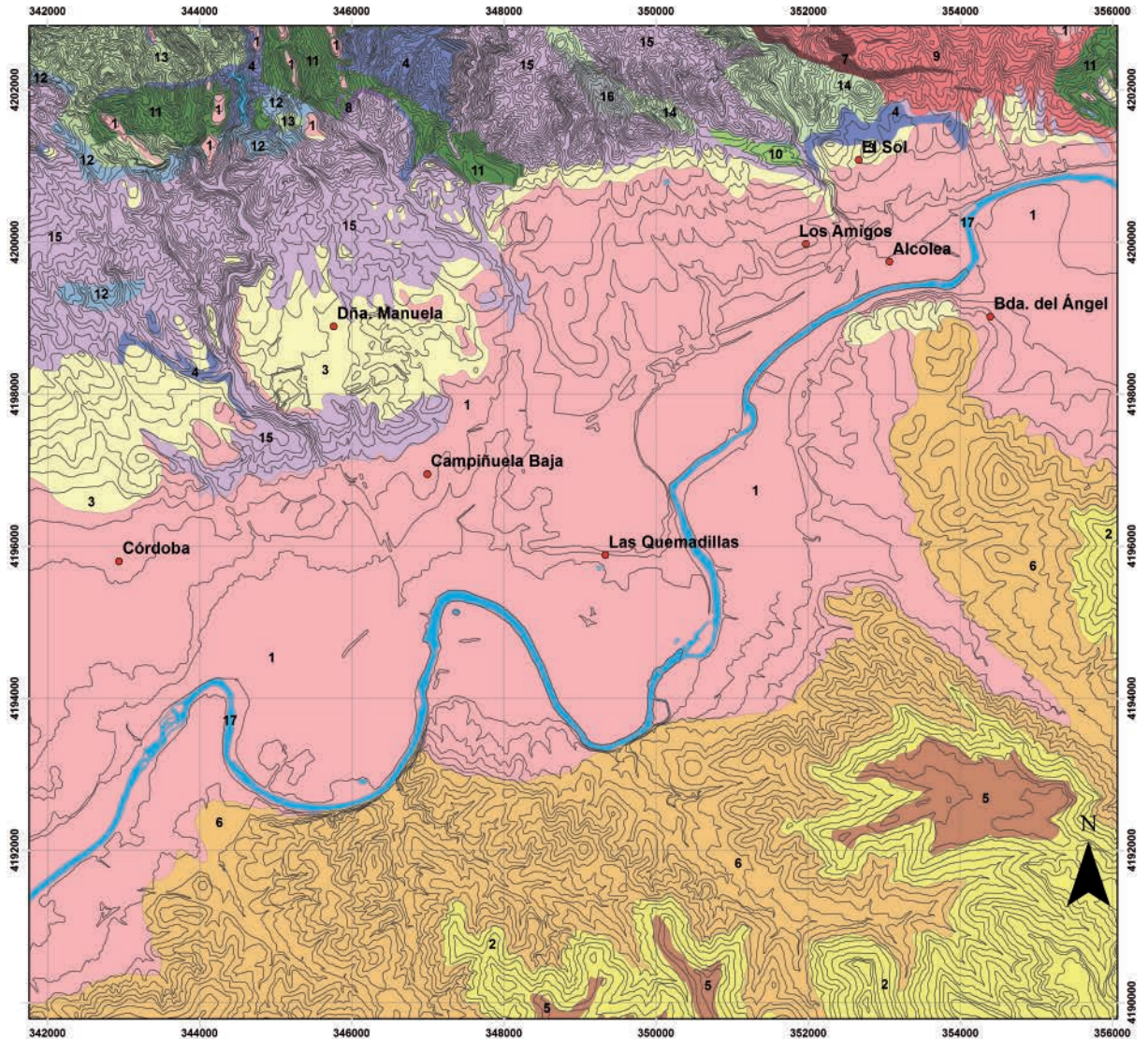
Directiva 2007/2/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 14 de marzo de 2007 por la que se establece una infraestructura de información espacial en la Comunidad Europea (Inspire). Diario Oficial de la Unión Europea, 25 de abril de 2007, L 108/1.

Ley 14/2010, de 5 de julio de 2010, sobre las infraestructuras y los servicios de información geográfica en España. Boletín Oficial del Estado, 6 de julio de 2010, núm. 163, p.59628.



8. ANEXOS

8.1. ANEXO I: MAPA GEOLÓGICO



PROYECTO FIN DE MÁSTER

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DEL ANÁLISIS DE RIESGOS POR AVENIDAS FLUVIALES MEDIANTE SIG EN EL SECTOR DE LAS QUEMADILLAS (CÓRDOBA, ESPAÑA)

MAPA GEOLÓGICO

0 0.5 1 2 3 Kilómetros

1:50.000

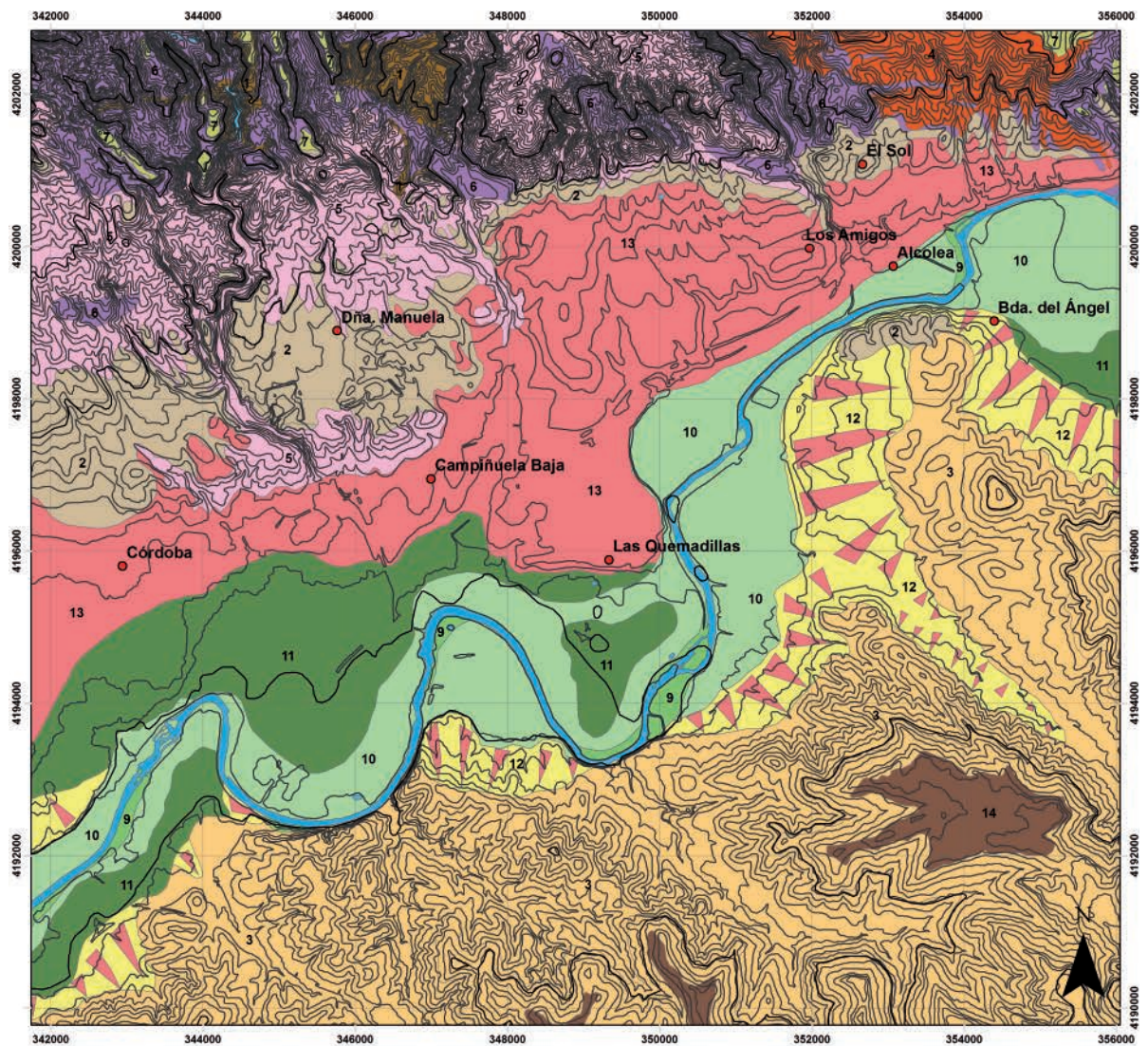
Proyección ETRS 1989 UTM Zona 30 N
Fuente: Mapa Geológico Nacional 1:50.000 del IGME
Autor: Celeste Gago Domínguez


Leyenda

● Núcleos de población	9 Espillitas (Carbonífero Inferior)
— Curvas de nivel	10 Pizarras, areniscas y capas de carbón (Carbonífero Inferior)
1 Cuaternario	11 Pizarras, grauwacas y conglomerados (Carbonífero Inferior)
2 Areniscas y margas (Neógeno)	12 Cuarzitas (Cámbrico Medio)
3 Calcarentitas, calizas y brechas, arenas y limos (Neógeno)	13 Pizarras y arenas (Cámbrico Medio)
4 Conglomerados (Neógeno)	14 Arcosas, pizarras y areniscas (Cámbrico Inferior)
5 Gravas, arenas y limos (Neógeno)	15 Calizas y lutitas carbonatadas (Cámbrico Inferior)
6 Margas (Neógeno)	16 Esquistos, cuarzitas negras, gneises y migmatitas (Neoproterozoico)
7 Conglomerados y olistolitos de cuarzitas (Carbonífero Superior)	17 Masa de agua
8 Calizas (Carbonífero Inferior)	



8.2. ANEXO II: MAPA GEOMORFOLÓGICO




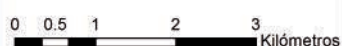


PROYECTO FIN DE MÁSTER

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DEL ANÁLISIS DE RIESGOS POR AVENIDAS FLUVIALES MEDIANTE SIG EN EL SECTOR DE LAS QUEMADILLAS (CÓRDOBA, ESPAÑA)

MAPA GEOMORFOLÓGICO





1:50.000

Proyección ETRS 1989 UTM Zona 30 N
Fuente: Mapa Geológico Nacional 1:50.000 del IGME
Autor: Celeste Gago Domínguez

Leyenda



<ul style="list-style-type: none"> — Curvas de nivel ● Núcleos de población Masa de agua <p>Relieves morfoestructurales</p> <ul style="list-style-type: none"> 1 Superficies estructurales 2 Colinas, cerros y superficies erosivas 3 Colinas con escasa influencia estructural 4 Relieves volcánicos 5 Relieves estructurales 6 Relieves plegados 	<p>Relieves morfofenéticos (Depósitos y formas fluviales)</p> <ul style="list-style-type: none"> 7 Aluvial 8 Llanura de inundación 9 Terraza baja 10 Terraza media 11 Terraza alta 12 Glacis 13 Abanicos aluviales 14 Terrazas antiguas 	
---	--	--



8.3. ANEXO III

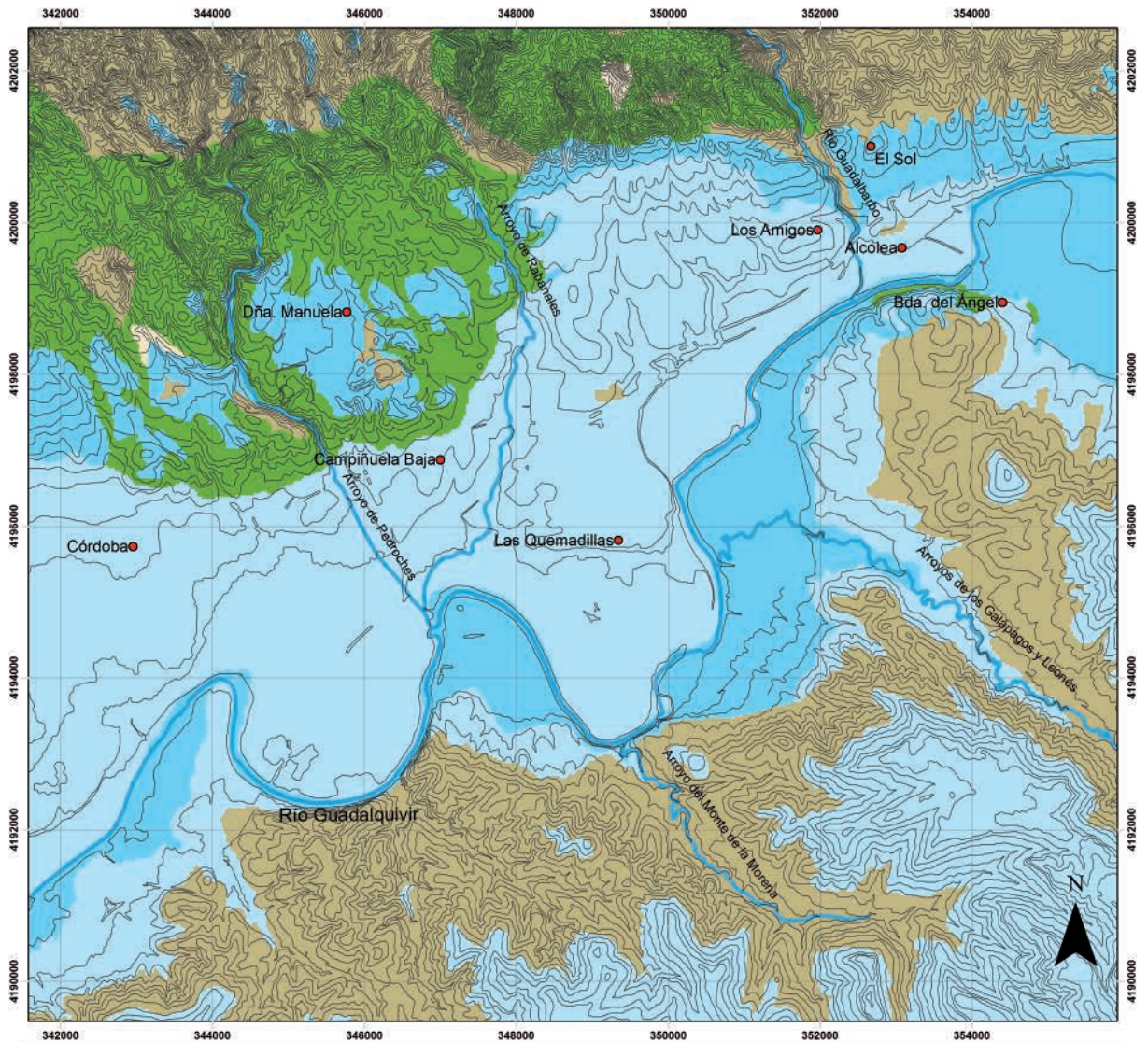
8.3.A. MAPA HIDROLÓGICO



 <p>PROYECTO FIN DE MÁSTER</p>	<h2 style="text-align: center;">MAPA HIDROLÓGICO</h2> 
<p>DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DEL ANÁLISIS DE RIESGOS POR AVENIDAS FLUVIALES MEDIANTE SIG EN EL SECTOR DE LAS QUEMADILLAS (CÓRDOBA, ESPAÑA)</p>	<h3>Leyenda</h3> <ul style="list-style-type: none"> ● Estación de aforo ● Núcleos de población — Curvas de nivel — Red hidrográfica Cuencas de las masas de agua superficiales
<p>0 0.5 1 2 3 Kilómetros</p> <p style="text-align: center;">1:50.000</p> <p style="font-size: small;">Proyección ETRS 1989 UTM Zona 30 N Autor: Celeste Gago Domínguez</p>	



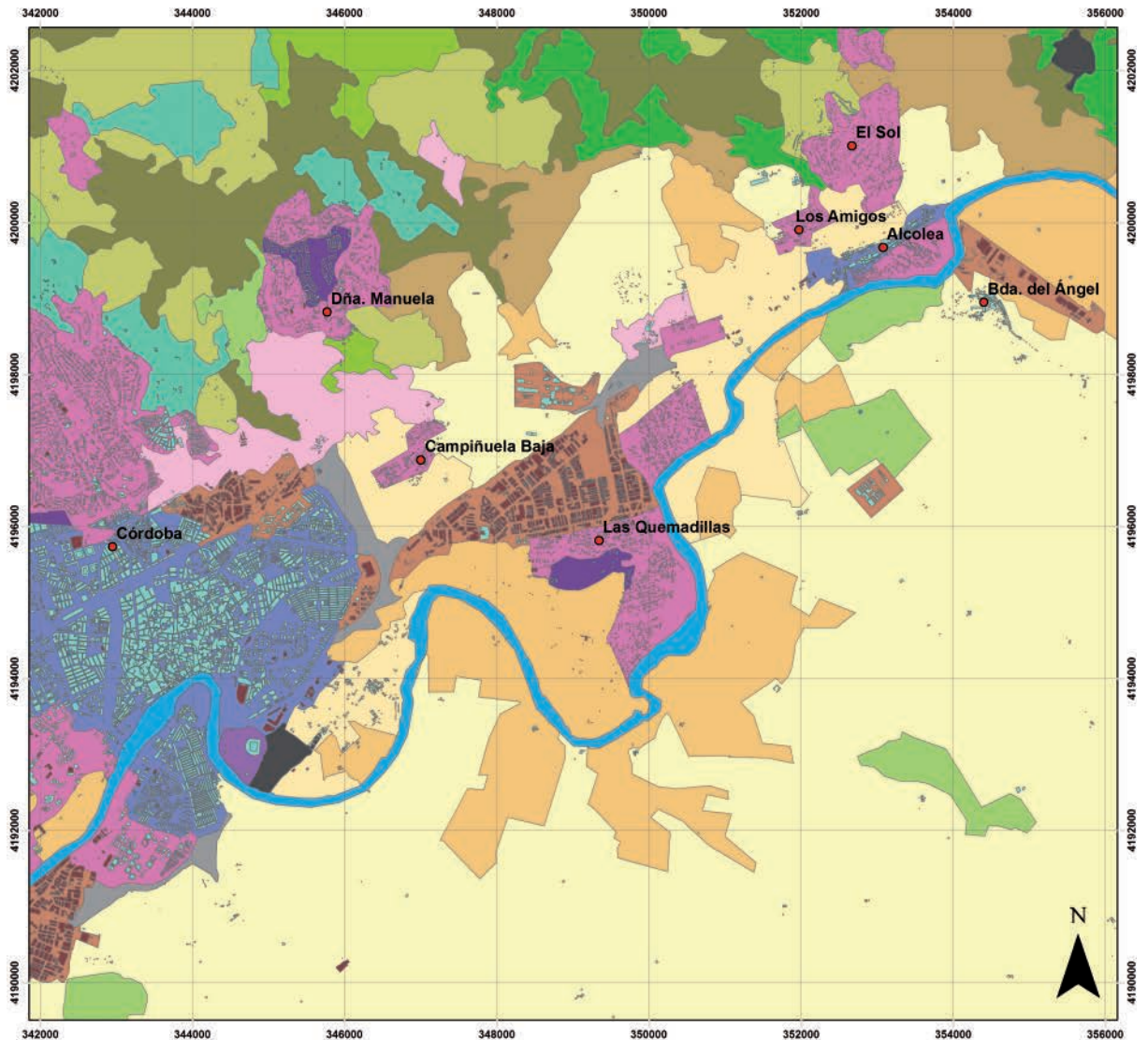
8.3.B. MAPA HIDROGEOLÓGICO




<p>PROYECTO FIN DE MÁSTER</p>	<h2 style="text-align: center;">MAPA HIDROGEOLÓGICO</h2>
<p>DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DEL ANÁLISIS DE RIESGOS POR AVENIDAS FLUVIALES MEDIANTE SIG EN EL SECTOR DE LAS QUEMADILLAS (CÓRDOBA, ESPAÑA)</p>	<p>Leyenda</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Núcleos de población — Curvas de nivel — Red hidrográfica ■ Formaciones carbonatadas de permeabilidad alta o muy alta ■ Formaciones carbonatadas o volcánicas de permeabilidad media ■ Formaciones detríticas o cuaternarias de permeabilidad alta o muy alta o formaciones volcánicas de permeabilidad muy alta ■ Formaciones detríticas o cuaternarias de permeabilidad media. Formaciones volcánicas de alta permeabilidad ■ Formaciones metadetríticas de permeabilidad alta o detríticas, volcánicas, carbonatadas o cuaternarias de permeabilidad baja ■ Formaciones impermeables o de muy baja permeabilidad o metadetríticas, ígneas o evaporíticas de permeabilidad baja o media ■ Masas de agua
<p>0 0.5 1 2 3 Kilómetros</p> <p style="text-align: center;">1:50.000</p> <p style="font-size: small;">Proyección ETRS 1989 UTM Zona 30 N Fuente: Mapa Hidrogeológico Nacional 1:200.000 del IGME Autor: Celeste Gago Domínguez</p>	



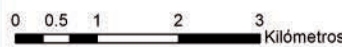
8.4. ANEXO IV: MAPA DE USOS DEL SUELO





PROYECTO FIN DE MÁSTER


DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DEL ANÁLISIS DE RIESGOS POR AVENIDAS FLUVIALES MEDIANTE SIG EN EL SECTOR DE LAS QUEMADILLAS (CÓRDOBA, ESPAÑA)



1:50.000

Proyección ETRS 1989 UTM Zona 30 N
Fuente: Corine Land Cover 2006
Autor: Celeste Gago Domínguez

MAPA DE USOS DEL SUELO



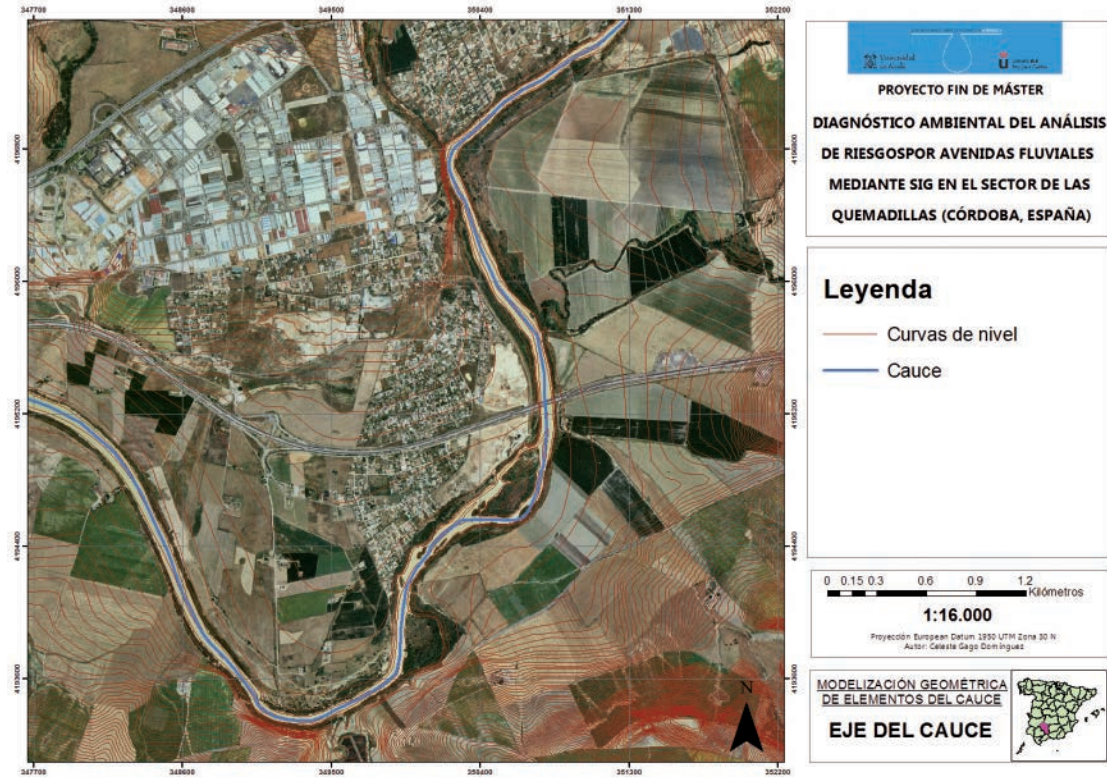
Leyenda

<ul style="list-style-type: none"> ● Núcleos de población ■ Edificaciones ■ Instalaciones industriales ■ Bosque mixto ■ Bosques de coníferas ■ Bosques de frondosas ■ Cursos de agua ■ Instalaciones deportivas y recreativas ■ Láminas de agua ■ Matorral boscoso de transición ■ Matorrales esclerófilos ■ Mosaico de cultivos 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Olivares ■ Pastizales naturales ■ Prados y praderas ■ Redes viarias, ferroviarias y terrenos asociados ■ Sistemas agroforestales ■ Tejido urbano continuo ■ Tejido urbano discontinuo ■ Terrenos principalmente agrícolas ■ Terrenos regados permanentemente ■ Tierras de labor en secano ■ Zonas de extracción minera ■ Zonas en construcción ■ Zonas industriales o comerciales
---	--

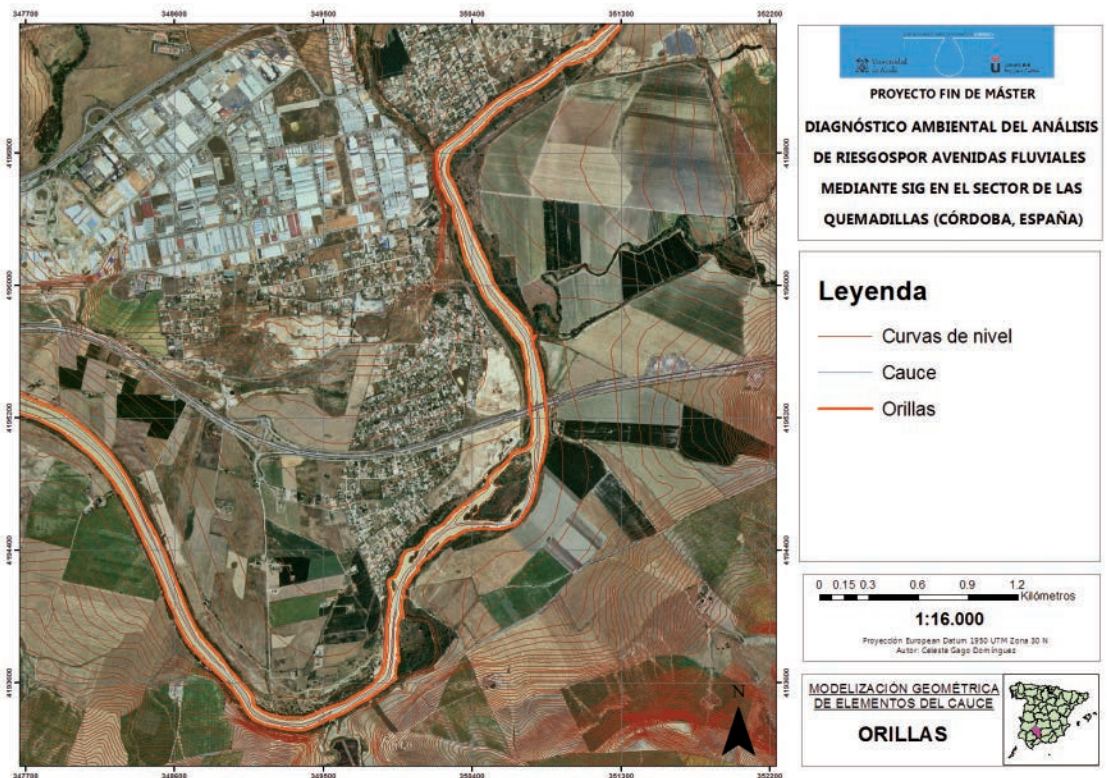


8.5. ANEXO V

8.5.A. MODELIZACIÓN GEOMÉTRICA DEL EJE DEL CAUCE

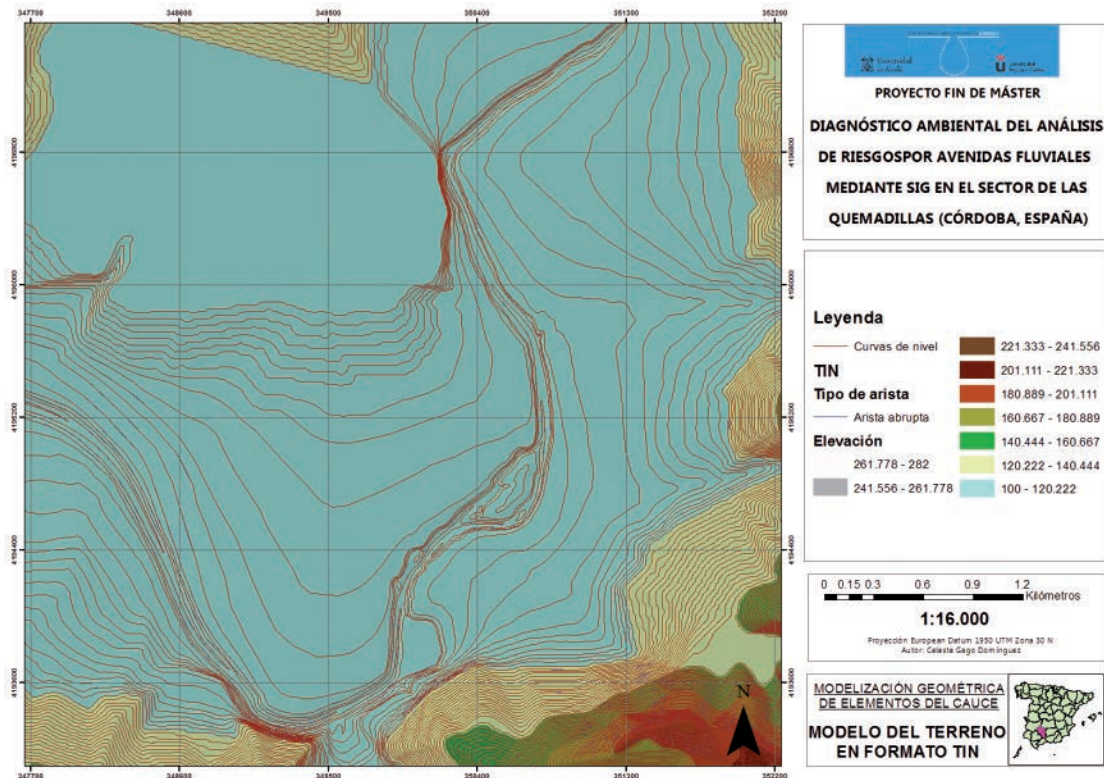


8.5.B. MODELIZACIÓN GEOMÉTRICA DE LAS ORILLAS

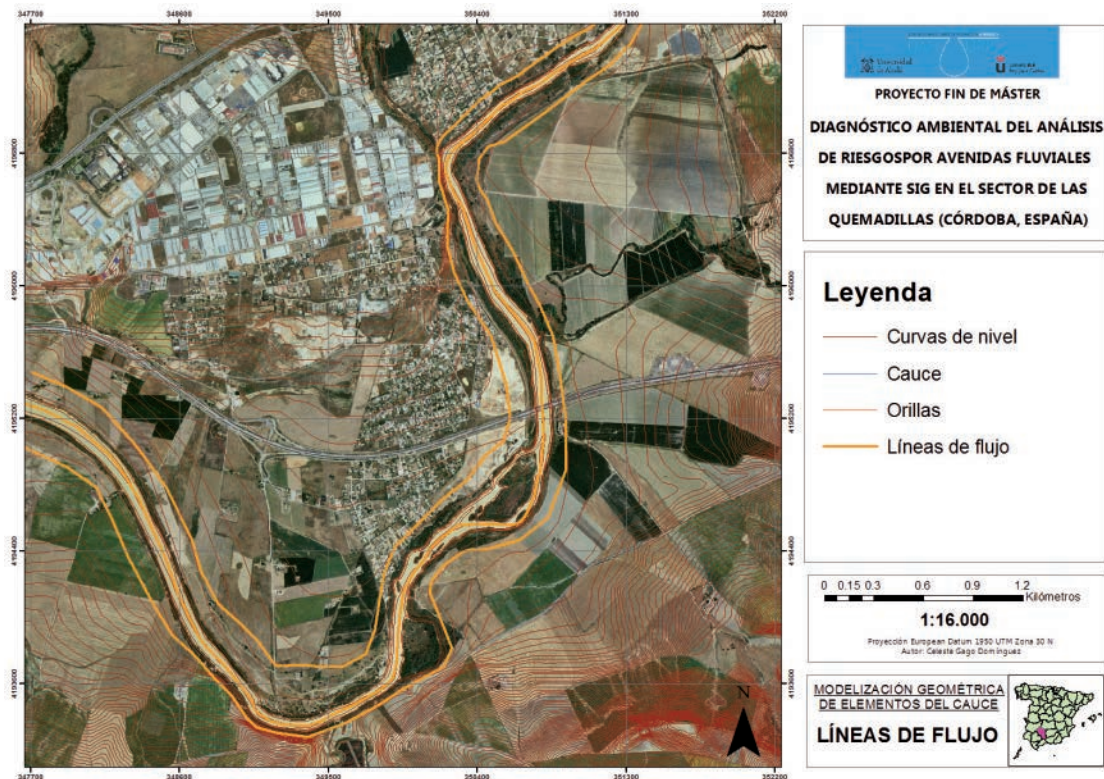




8.5.C. MODELO DEL TERRENO EN FORMATO TIN

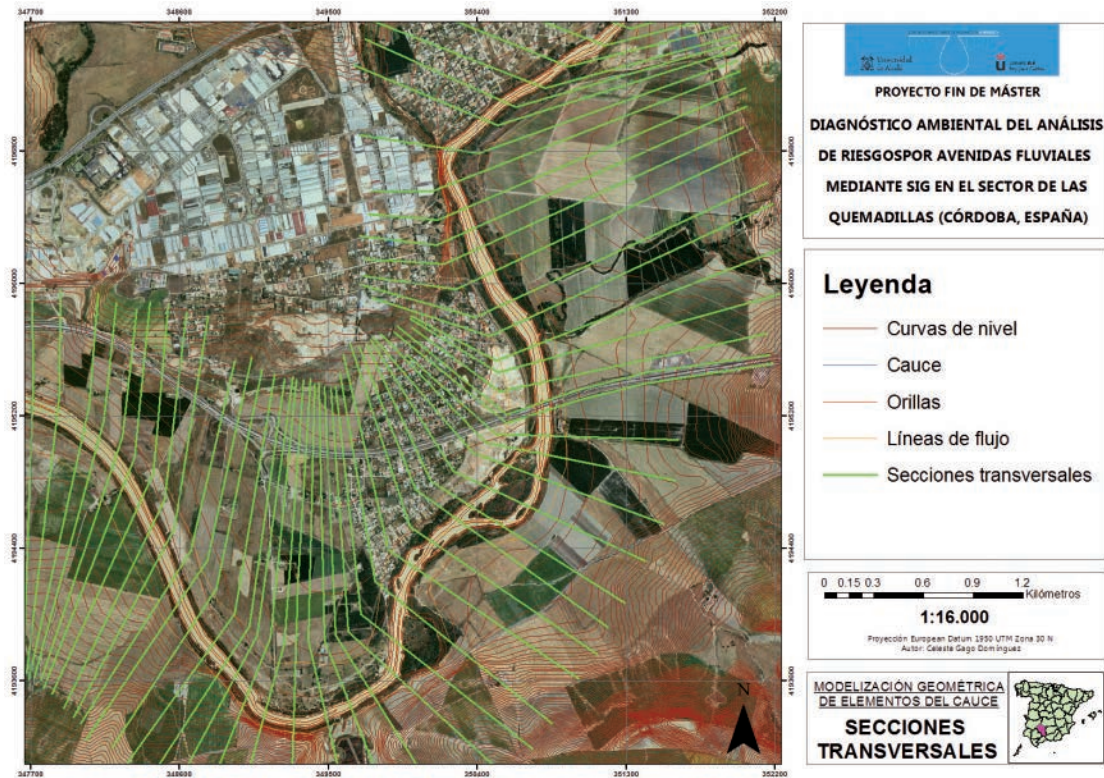


8.5.D. MODELIZACIÓN DE LAS LÍNEAS DE FLUJO

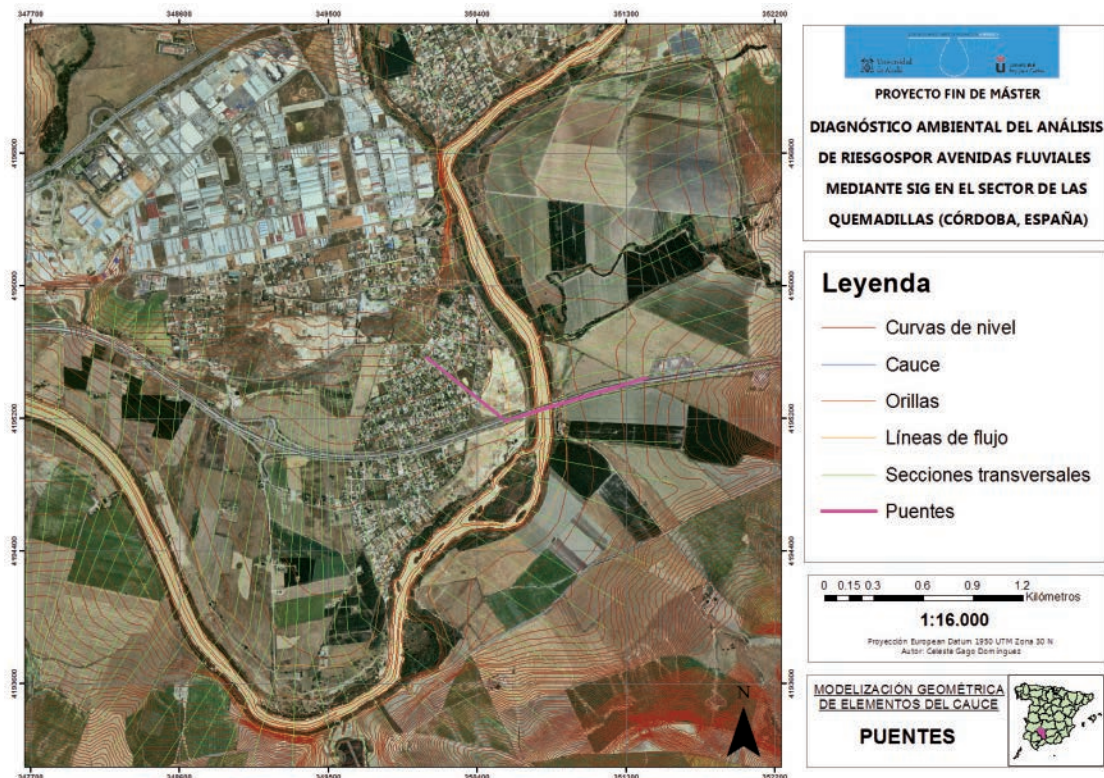




8.5.E. MODELIZACIÓN DE LAS SECCIONES TRANSVERSALES

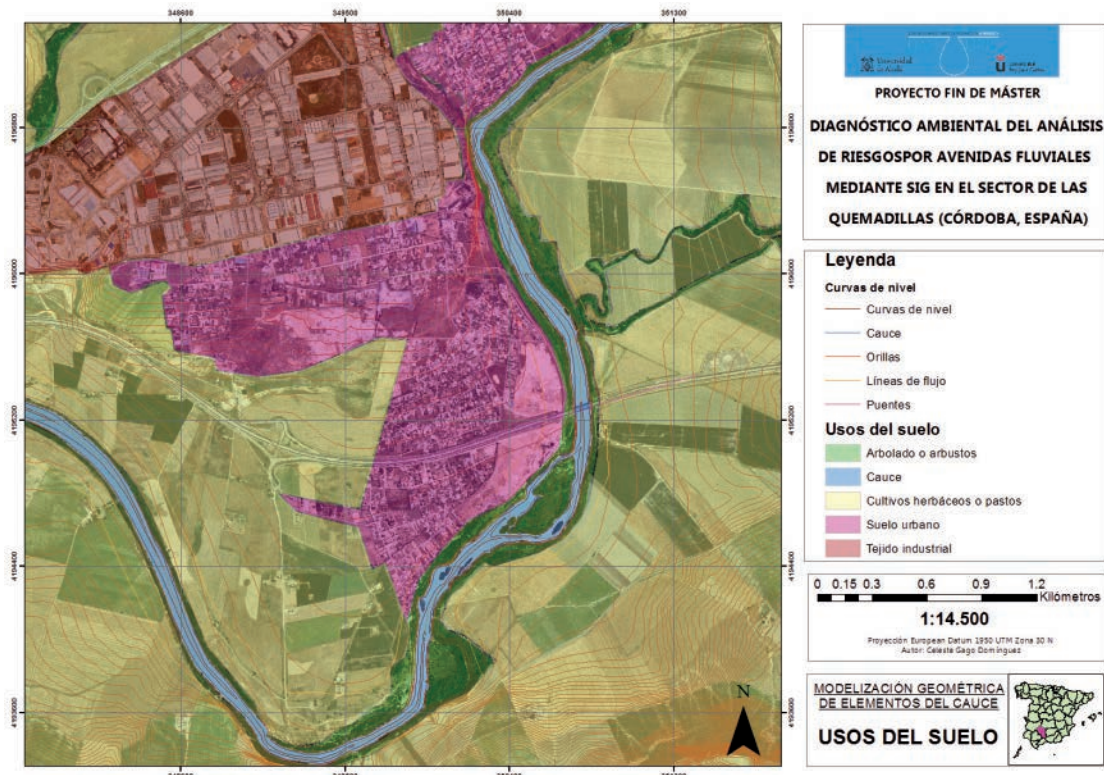


8.5.F. MODELIZACIÓN DE PUENTE

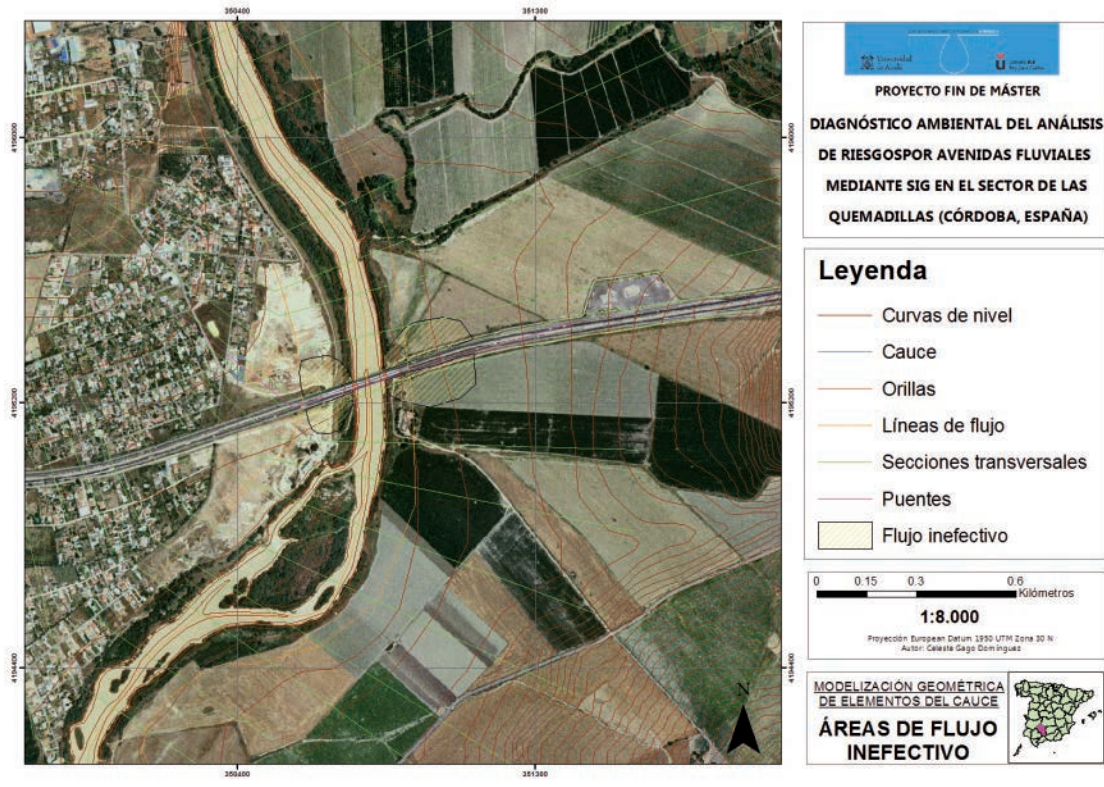




8.5.G. MODELIZACIÓN DE LOS USOS DEL SUELO

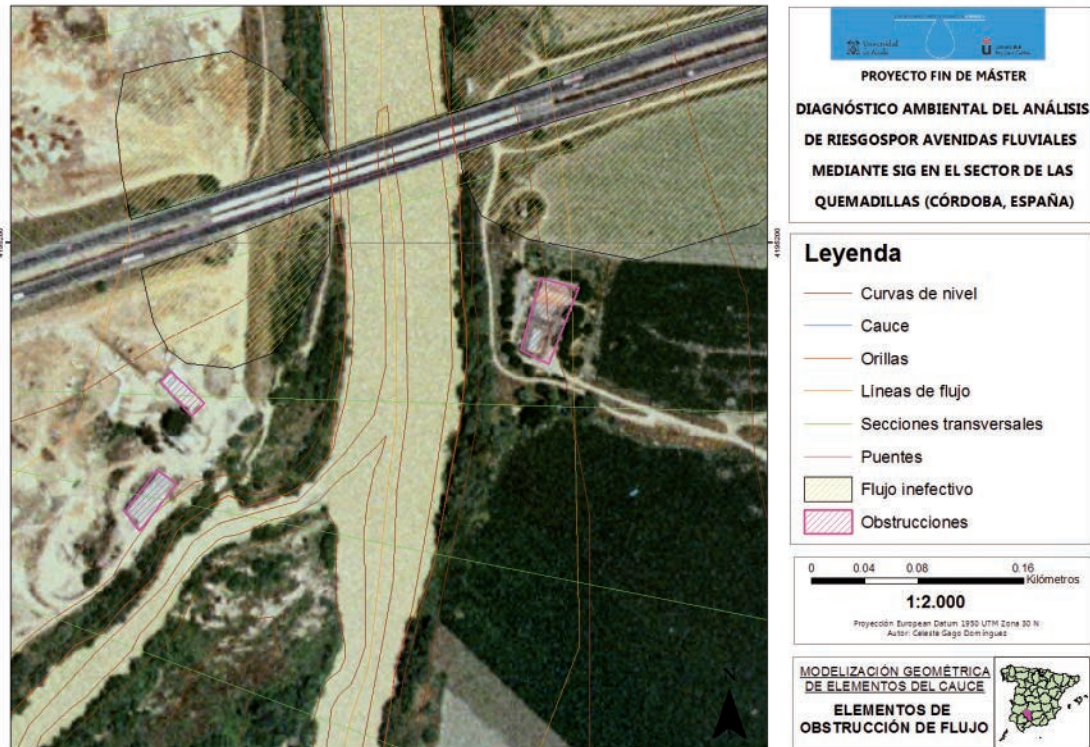


8.5.H. MODELIZACIÓN DE LAS ÁREAS DE FLUJO INEFECTIVO



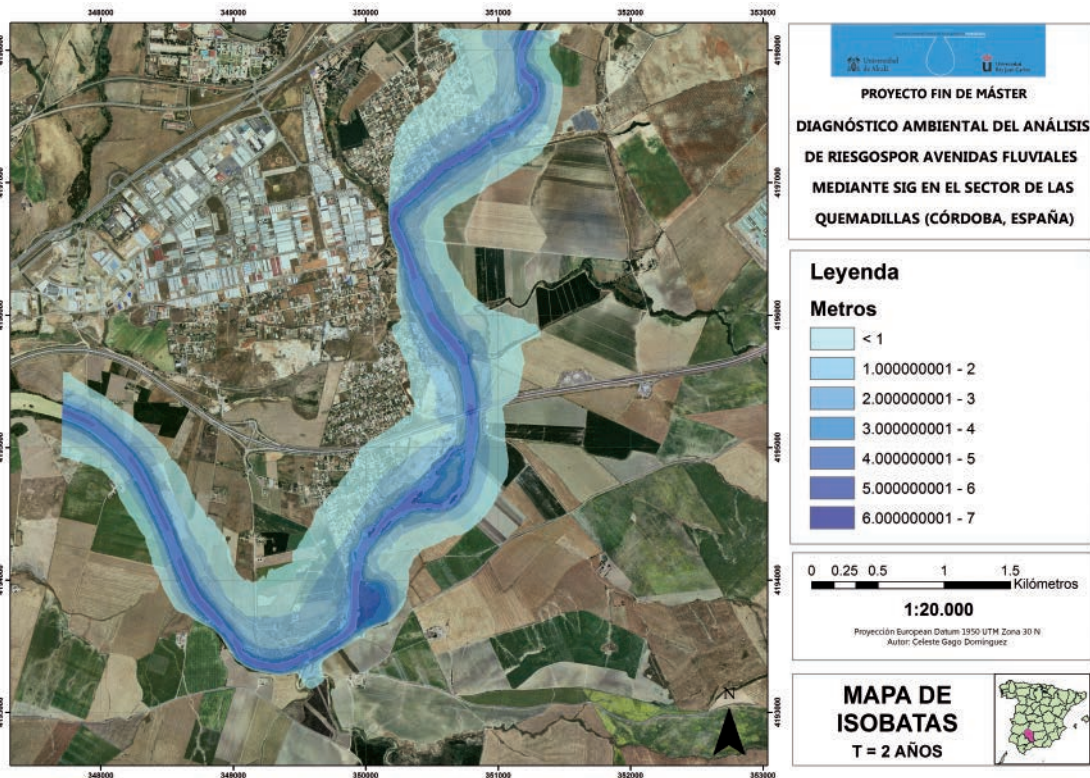


8.5.1. MODELIZACIÓN DE ELEMENTOS DE OBSTRUCCIÓN DEL FLUJO



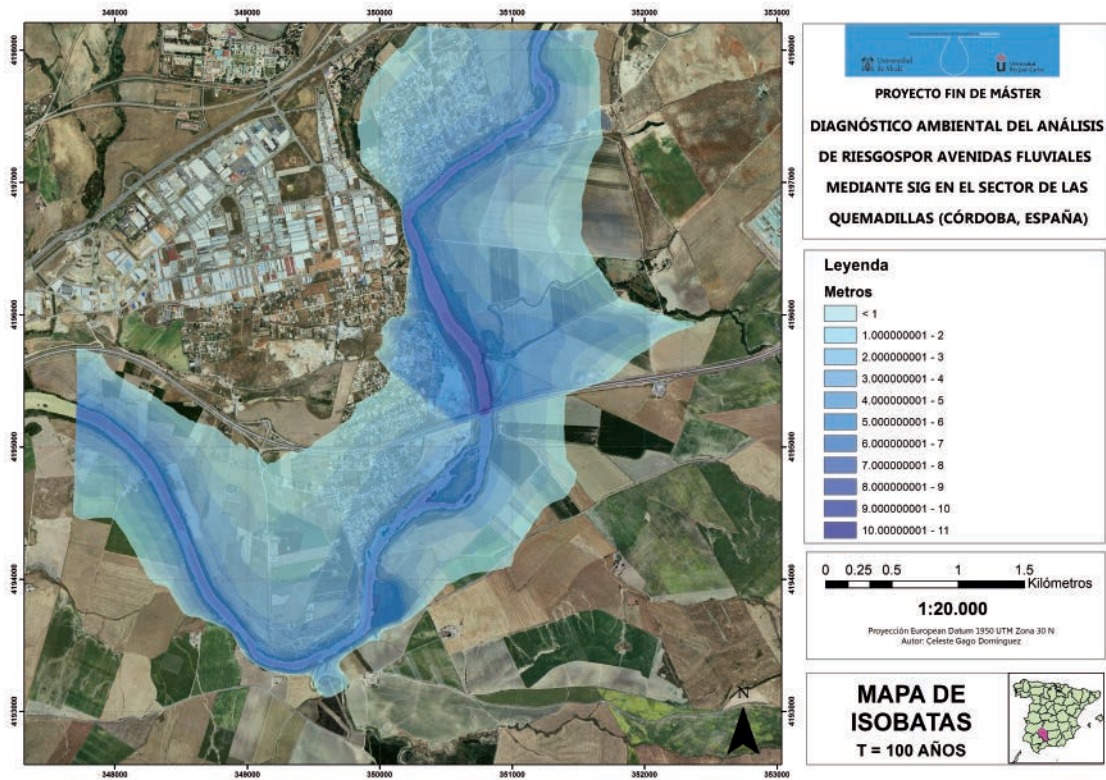
8.6. ANEXO VI

8.6.A. MAPA DE ISOBATAS PARA T = 2 AÑOS

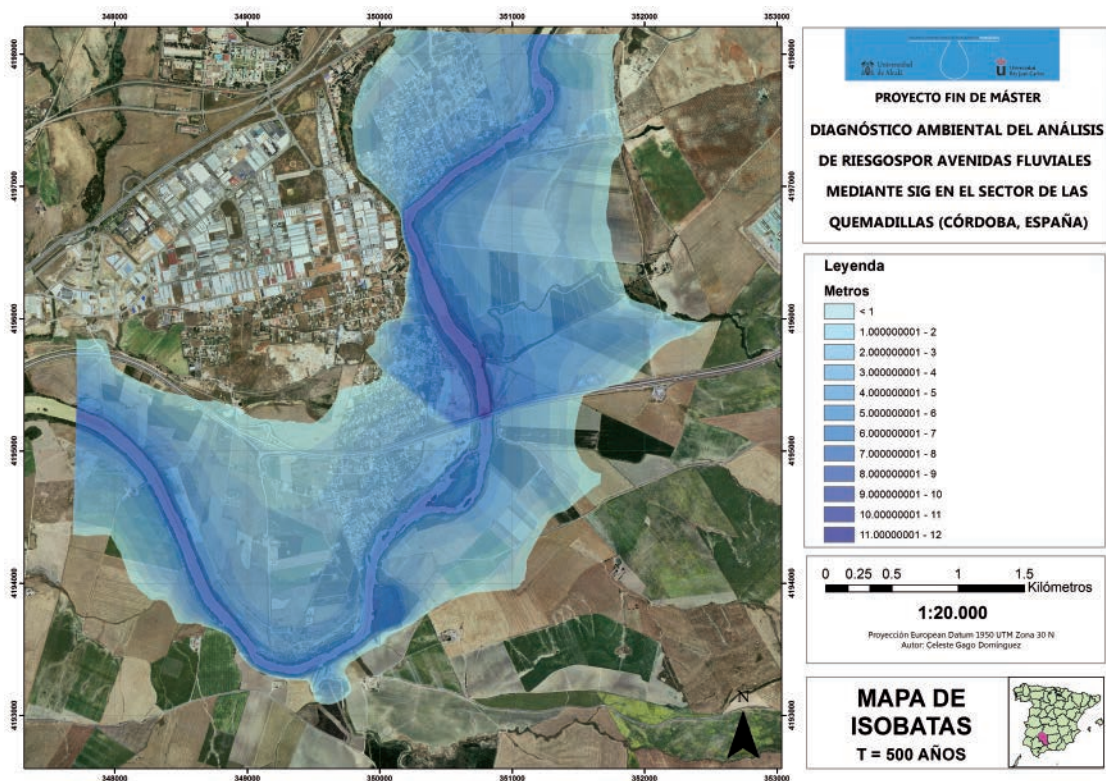




8.6.B. MAPA DE ISOBATAS PARA T = 100 AÑOS



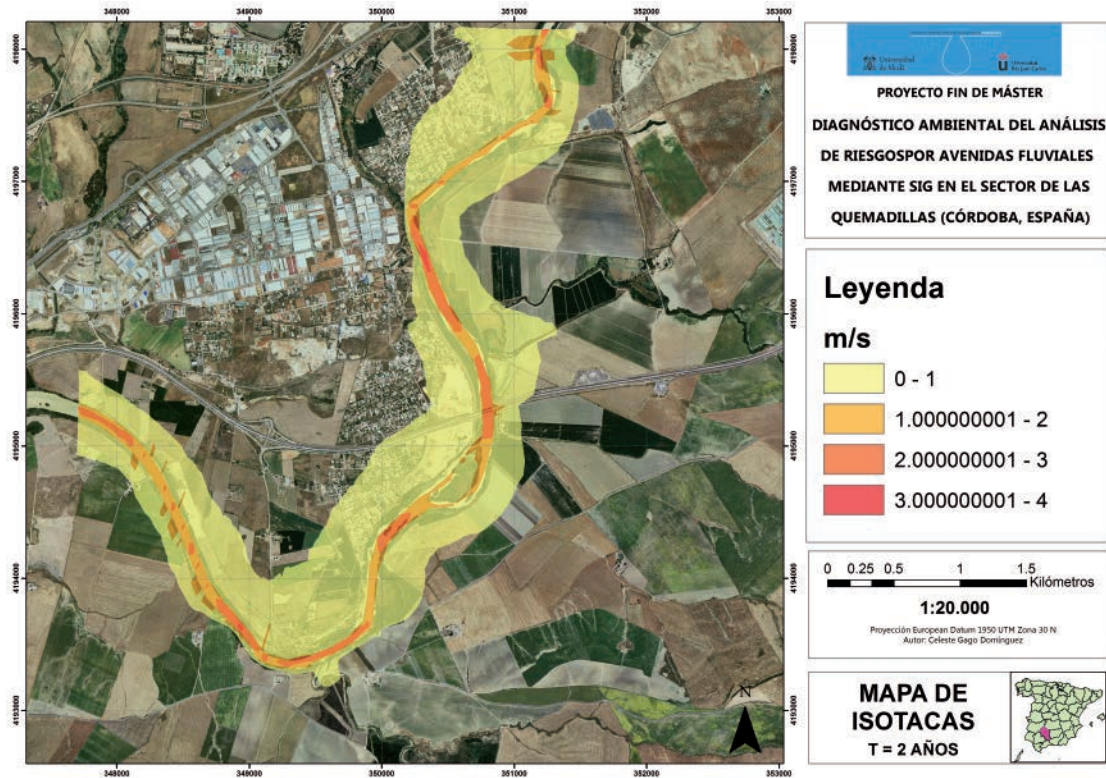
8.6.C. MAPA DE ISOBATAS PARA T = 500 AÑOS



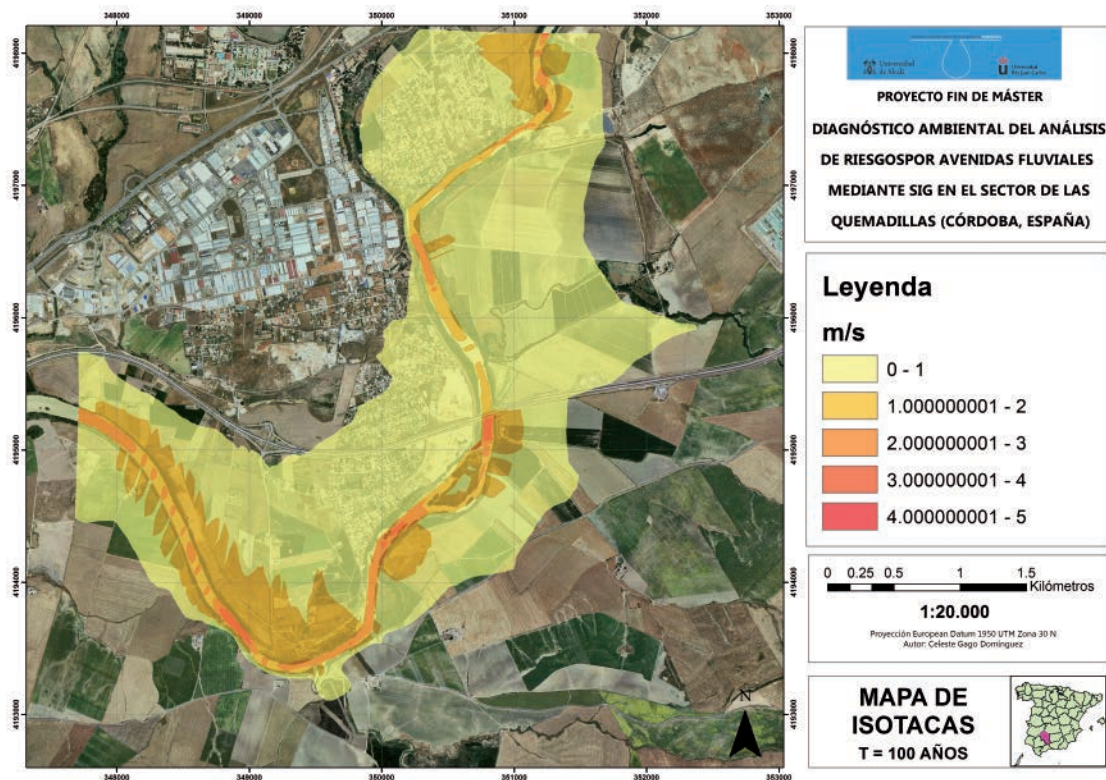


8.7. ANEXO VII

8.7.A. MAPA DE ISOTACAS PARA T = 2 AÑOS

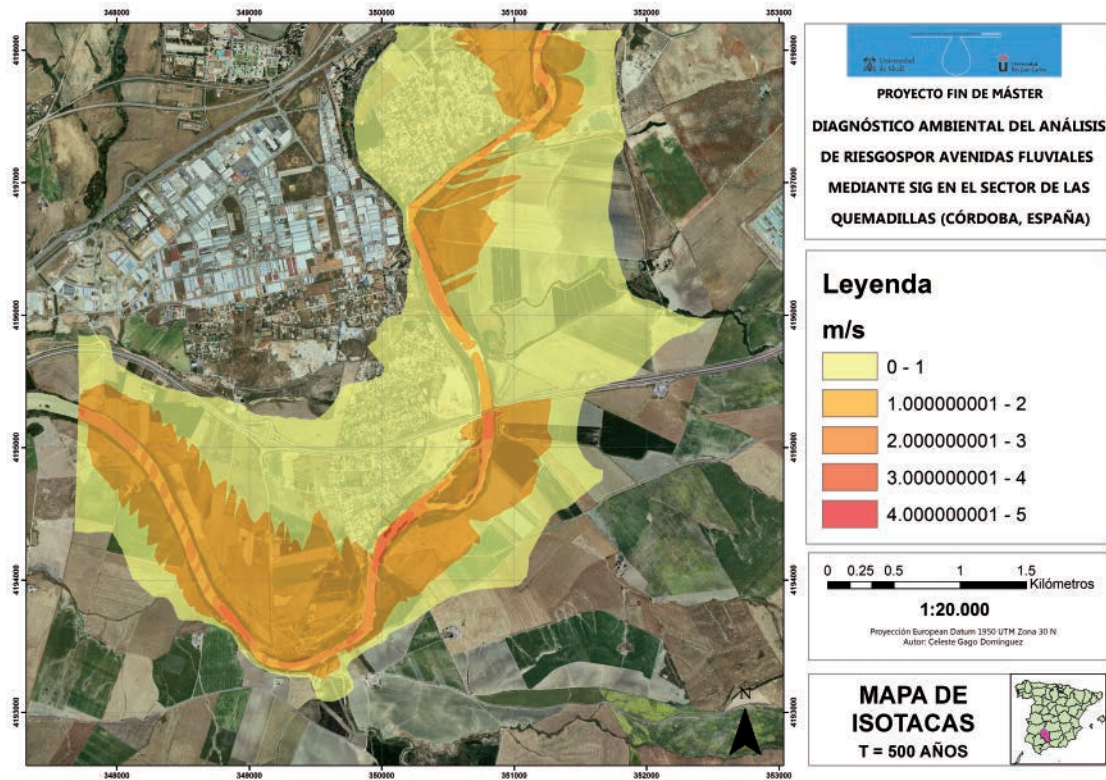


8.7.B. MAPA DE ISOTACAS PARA T = 100 AÑOS

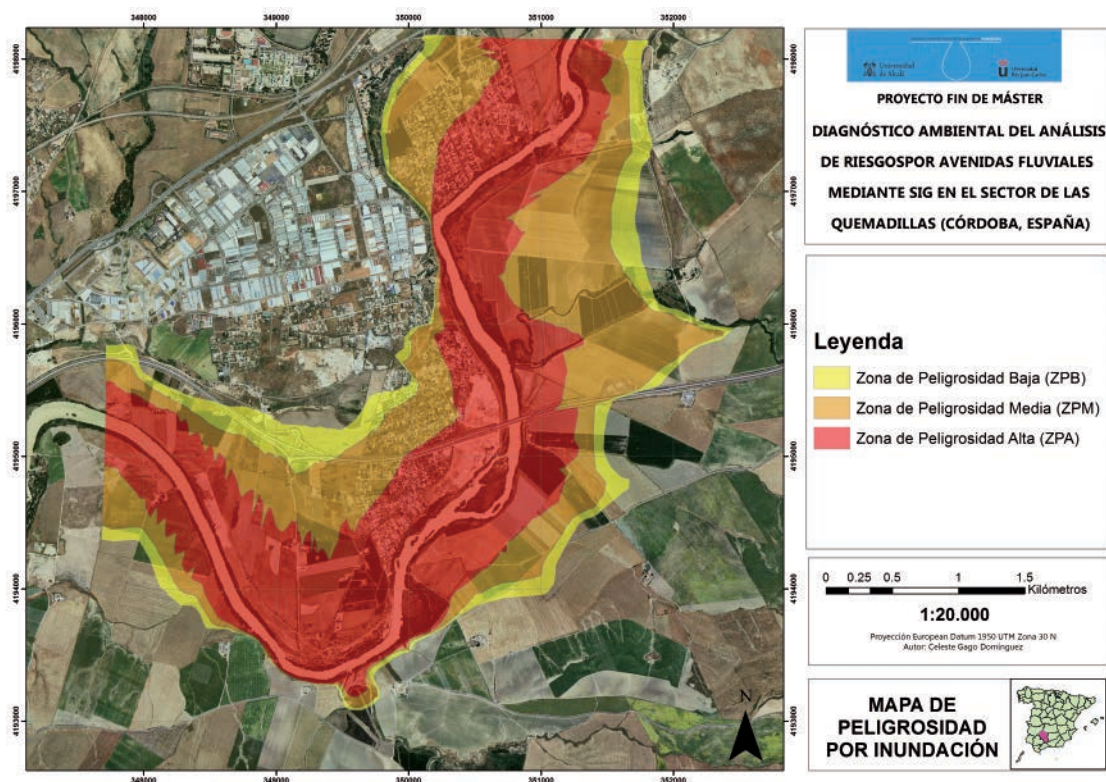




8.7.C. MAPA DE ISOTACAS PARA T = 500 AÑOS

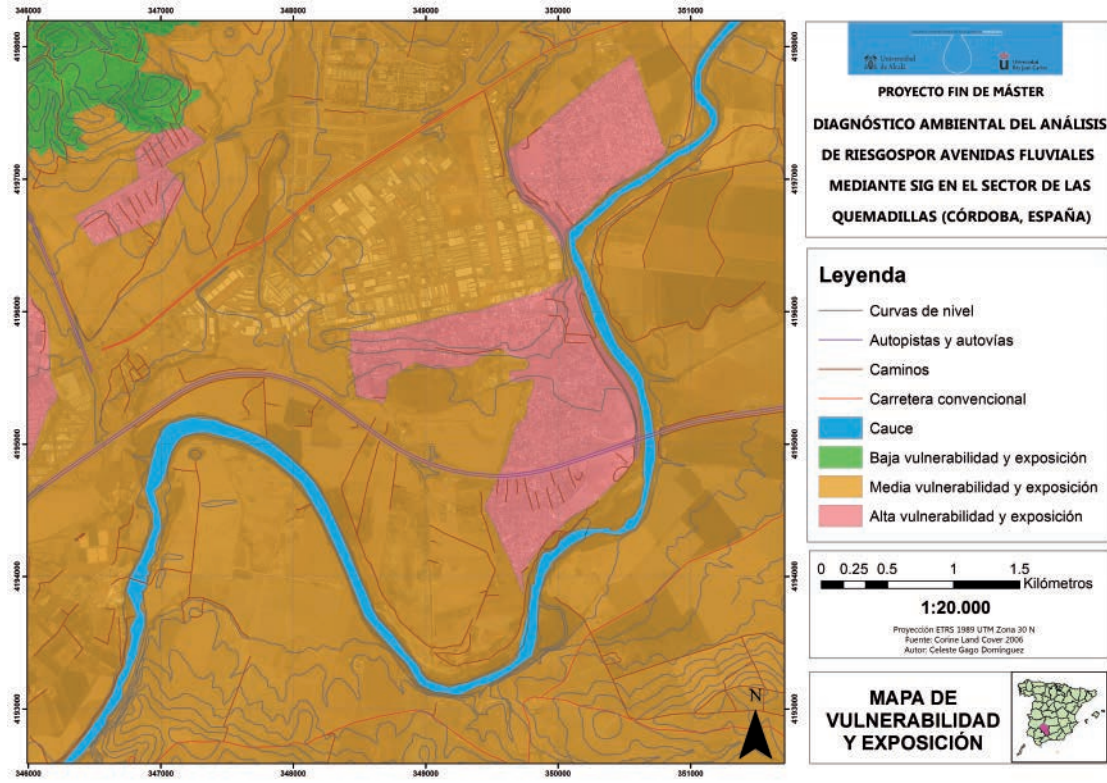


8.8. ANEXO VIII: MAPA DE PELIGROSIDAD POR INUNDACIÓN

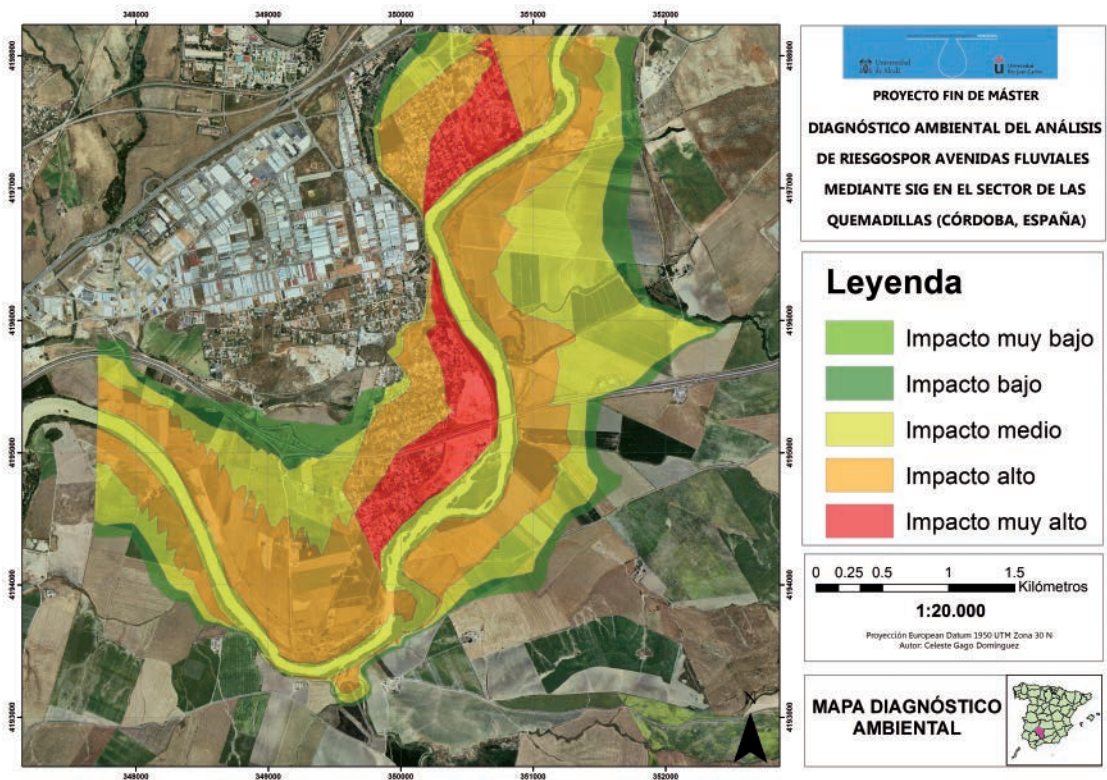




8.9. ANEXO IX: MAPA DE VULNERABILIDAD Y EXPOSICIÓN

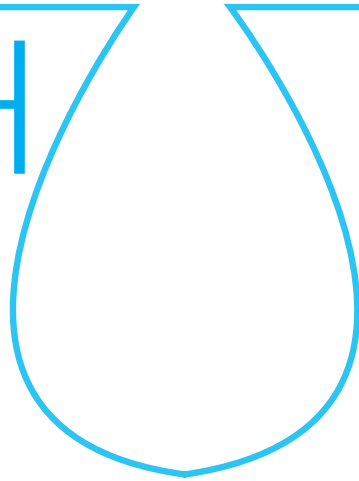


8.10. ANEXO X: MAPA DIAGNÓSTICO AMBIENTAL



escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos
2013

Tratamiento foto-fenton para la reducción de contaminación por drogas de abuso en aguas fluviales de Madrid y evaluación ecotoxicológica mediante nuevos microbioensayos

autora

Alma P. Migens Cuesta

directoras

Dra. Ana Karina Boltes (UAH) y Dra. Myriam Catalá (URJC)

Alcalá de Henares, 14 de junio de 2013



AGRADECIMIENTOS

Mi más sincero agradecimiento a Myriam Catalá por haberme dado la oportunidad de participar en este proyecto, por todos los conocimientos que ha compartido conmigo y por su incansable dedicación, apoyo y comprensión. Especial reconocimiento a Yolanda Segura, Raúl Molina y Fernando Martínez, Departamento de Química Ambiental de la Universidad Rey Juan Carlos, y a Yolanda Valcárcel y Silvia Alonso, Departamento de Medicina Preventiva y Salud Pública de la Universidad Rey Juan Carlos, por proporcionarme la formación necesaria para la realización de este proyecto, así como prestarme su ayuda siempre que lo he necesitado. Agradecer a Sara, Alberto, Helena, Patricia, Eva y Raquel por todo el apoyo y ayuda prestada en el laboratorio. Por último quería agradecer a Mendoza et al. por los resultados de su estudio y la posibilidad de que hayan sido punto de partida para este trabajo.



ÍNDICE

1. Resumen	85
2. Introducción	85
3. Metodología	86
3.1. Descripción de la zona de muestreo	86
3.2. Compuestos objetivo	87
3.3. Método de análisis	87
3.4. Tratamiento foto-Fenton para la degradación de drogas de abuso	88
3.4.1. Blancos de reacción	88
3.4.2. Tratamientos foto-Fenton	88
3.5. Test toxicológicos	89
3.5.1. Material	89
3.5.2. Actividad mitocondrial: toxicidad aguda y subcrónica	89
3.6. Análisis estadístico	89
4. Resultados	89
4.1. Drogas de abuso y caracterización química	89
4.1.1. Caracterización química de la muestra inicial (DRSP5)	89
4.1.2. Caracterización química de los blancos de reacción	90
4.1.3. Caracterización química del proceso heterogéneo foto-Fenton con catalizador Fe 0,1 g/l	91
4.1.4. Caracterización química del proceso heterogéneo foto-Fenton con catalizador Fe 0,6 g/l	92
4.1.5. Caracterización macroscópica	93
4.2. Caracterización toxicológica	93
4.2.1. Caracterización toxicológica de los blancos de reacción	93
4.2.2. Caracterización toxicológica del proceso heterogéneo foto-Fenton con catalizador Fe 0,1 g/l	94
4.2.3. Caracterización toxicológica del proceso heterogéneo foto-Fenton con catalizador Fe 0,6 g/l	94
5. Discusión	95
6. Conclusiones	96
7. Bibliografía	96

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características de la depuradora de Butarque (www.chtajo.es)	87
Tabla 2. Compuestos objetivo, nº CAS y límite de detección	87
Tabla 3. Nomenclatura blancos de reacción realizados ...	88
Tabla 4. Nomenclatura tratamientos foto-Fenton realizados	88
Tabla 5. Límite de determinación y concentración de las drogas de abuso en la matriz inicial (DRSP5)	89
Tabla 6. Concentraciones de drogas de abuso (ng/l) después de los blancos de reacción	90
Tabla 7. Resumen eficacia eliminación blancos de reacción en función de los grupos de drogas	90
Tabla 8. Concentraciones drogas de abuso (ng/l) después de los tratamientos foto-Fenton catalizador 0,1 g/l	91
Tabla 9. Resumen eficacia eliminación foto-Fenton catalizador Fe 0,1 g/l en función de los grupos de drogas	91
Tabla 10. Concentraciones de drogas de abuso (ng/l) después de foto-Fenton con catalizador Fe 0,6 g/l	92
Tabla 11. Resumen eficacia eliminación foto-Fenton con catalizador Fe 0,6 g/l en función de los grupos de drogas	92
Tabla 12. Caracterización macroscópica de las muestras de agua antes y después de los tratamientos ...	93

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de la instalación experimental para el tratamiento foto-Fenton	88
Figura 2. Toxicidad aguda y subcrónica de los blancos de reacción realizados especificados en porcentaje de variación mitocondrial (absorbancia a 492 nm) respecto al medio de cultivo DT (control, C). Las barras representan el error estándar. Las letras a y b representan los grupos estadísticos significativos definidos por el test Tukey	93
Figura 3. Toxicidad aguda y subcrónica del tratamiento foto-Fenton con catalizador Fe 0,1 g/l especificado en porcentaje de variación mitocondrial (absorbancia a 492 nm) respecto al medio de cultivo DT (control). Las barras representan el error estándar. Las letras a y b representan los grupos estadísticos significativos definidos por el test Tukey	94
Figura 4. Toxicidad aguda y subcrónica del tratamiento foto-Fenton con catalizador Fe 0,6 g/l especificado en porcentaje de variación mitocondrial (absorbancia a 492 nm) respecto al medio de cultivo DT (control). Las barras representan el error estándar. Las letras a y b representan los grupos estadísticos significativos definidos por el test Tukey	94



INDICE DE ABREVIATURAS

6ACM: 6-acetil morfina

DRSP: punto de muestreo del río

EDDP: 2-etilen 1,5-dimetil 3,3-difenilpirrolidina

LSD: dietilamida del ácido lisérgico

MDMA: 3,4-metilendioximetanfetamina o éxtasis

MOA: métodos de oxidación avanzada

OH-THC: 11-hidroxi- Δ^9 -THC

OXO-LSD: 2-oxo, 3-hidroxiLSD

THC: Δ^9 tetrahidrocannabinol

THC-COOH: 11-nor-9-carboxi- Δ^9 -THC

COT: carbón orgánico total



1. RESUMEN

Las drogas de abuso y sus metabolitos han sido reconocidas como contaminantes emergentes recientemente. El desarrollo de nuevas técnicas analíticas ha permitido demostrar la presencia de estas sustancias en las aguas superficiales como consecuencia de su elevada producción y consumo. Las drogas de abuso se excretan de forma inalterada o como sus principales metabolitos en elevada concentración llegando a las estaciones depuradoras de aguas residuales, dónde no son totalmente eliminadas. Actualmente, se desconocen los efectos potenciales de estos componentes, tanto sobre el medio ambiente como sobre la salud humana, a medio y largo plazo, pero su potente psicoactividad no puede ser obviada.

Los procesos avanzados de oxidación fotoquímica son una alternativa interesante a tecnologías convencionales para el tratamiento de aguas contaminadas con estas sustancias. Entre ellos destaca el proceso heterogéneo foto-Fenton basado en la combinación del proceso Fenton convencional (catalizador de Fe^{II} y el peróxido de hidrogeno como agente oxidante) con radiación UV-visible, generando especies oxidantes adicionales. Con el fin de evaluar los posibles efectos que pueden ocasionar en el medio ambiente y la salud pública estos tratamientos, el análisis químico de las aguas debe ir complementado con estudios toxicológicos en organismos de relevancia ecológica.

Este trabajo investiga por primera vez la presencia de un total de 20 drogas de abuso y sus metabolitos pertenecientes a 6 clases químicas diferentes en Madrid, aguas abajo de la depuradora de Butarque (Río Manzanares). El tratamiento de estas sustancias mediante un proceso foto-Fenton será evaluado mediante caracterización química y toxicológica de las aguas con el objetivo de conocer la eficacia de eliminación de esta técnica.

Acorde a los resultados, el proceso foto-Fenton puede ser una herramienta útil para reducir la concentración de las drogas de abuso en los medios fluviales de forma significativa. La concentración de la mayoría las drogas de abuso estudiadas fue reducida satisfactoriamente a concentraciones inferiores del límite de detección del método analítico. La efectividad en los tratamientos foto-Fenton depende de numerosos parámetros, como son la concentración del catalizador o del oxidante añadido. Además, los test toxicológicos deben combinarse con los análisis químicos realizados, ya que los procesos de depuración mediante oxidación avanzada pueden generar otro tipo de sustancias no analizadas potenciales de producir toxicidad.

2. INTRODUCCIÓN

En los últimos años se ha generado un gran interés en torno a los conocidos contaminantes emergentes, los cuales incluyen diferentes tipos de sustancias como disruptores endocrinos, productos de cuidado personal, fármacos o drogas de abuso (Postigo et al., 2010). El estudio de los contaminantes emergentes se encuentra entre las líneas de investigación prioritarias de los principales organismos dedicados a la protección de la salud pública y medioambiental, tales como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Agencia para la Protección del Medio Ambiente (EPA), o la Comisión Europea (Bolong et al.,

2009). Son compuestos de distinto origen y naturaleza química, cuya presencia en el medio ambiente no se considera significativa en términos de distribución y/o concentración, por lo que pasan inadvertidos y nunca han sido regulados (Huerta-Fontela et al., 2008a).

Las drogas de abuso y sus metabolitos se encuentran presentes en las aguas desde hace décadas, pero es ahora, en la actualidad, cuando se han empezado a cuantificar sus niveles en el medioambiente, reconociéndose como contaminantes potencialmente peligrosos, que pueden ocasionar daños en los ecosistemas (Zuccato & Castiglioni, 2009). A esto ha contribuido el desarrollo de nuevas técnicas analíticas (p. e. la cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC-MS)), que permiten determinar concentraciones muy bajas de estos compuestos ($\mu g-ng/L$) en matrices muy complejas como son las muestras medioambientales (Bolong et al., 2009).

Mediante las técnicas analíticas se ha podido determinar la presencia de drogas de abuso y sus metabolitos en el medio acuático con dos objetivos principales: monitorear su concurrencia ambiental (Boleda et al., 2007; Huerta-Fontela et al., 2007; Postigo et al., 2008) y estimar el nivel de consumo de drogas de una población (Zuccato et al., 2005). El primer estudio fue de Zuccato et al. en el año 2005, donde se demostró que en el río Po (Italia) existía cierta concentración de cocaína en sus aguas, por lo que tuvo gran cobertura mundial. Como consecuencia, diferentes estudios en Europa han demostrado la presencia de las drogas de abuso en las aguas superficiales de Italia (Zucatto et al., 2008), Alemania (Hummel et al., 2006), Bélgica (Gheorghe et al., 2008; Van Nuijs et al., 2009), Gran Bretaña (Kasprzyk-Hordern et al., 2008), Irlanda (Bones et al., 2007) o Croacia (Terzic et al., 2010).

En España, se ha analizado la presencia de drogas de abuso en diferentes aguas superficiales o residuales en Cataluña (Boleda et al., 2009; Huerta-Fontela et al., 2008a), en la cuenca del río Ebro (Postigo et al., 2010), en la cuenca de Galicia (González-Marino et al., 2010), en el río Henares (Martínez Bueno et al., 2010), en el Parque de la Albufera en Valencia (Vázquez-Roig et al., 2010) y en el río Tajo a su paso por la provincia de Toledo (Valcárcel et al., 2012).

Otra particularidad de estos compuestos, es que debido a su elevada producción y consumo y a la continua introducción de los mismos en el medio ambiente, no necesitan ser persistentes para ocasionar efectos negativos (Valcárcel et al., 2011). La UNODC (United Nation Office on Drugs and Crime, 2012) ha publicado recientemente el Informe Mundial de Drogas de 2012, indicando que en 2010, alrededor de 230 millones de personas por todo el mundo (5% de la población comprendida entre los 15 y 64 años de edad) han consumido drogas de forma ilícita al menos una vez en 2010. El número de consumidores de drogas ilegales en los últimos años ha aumentado considerablemente. La última encuesta en España sobre alcohol y drogas (EDADES, 2010) muestran una tendencia similar a la europea, donde un 32,1% de la población ha consumido alguna vez cannabis a lo largo de su vida, convirtiéndola en la sustancia ilegal más consumida. Esto hace que España sea el cuarto país con mayor consumo de cannabis en el ranking europeo de países en el consumo de esta droga. La segunda droga más consumida es la cocaína



donde el 10,2% de la población asegura haberla consumido en alguna etapa de su vida, seguida de otras drogas estimulantes.

La condición ilegal de la mayoría de estas sustancias impide la regulación de su venta y el control de sus residuos, pudiendo llegar al medio ambiente por diferentes rutas. Los residuos de las drogas de abuso persisten en la orina de sus consumidores y se incorporan a la red de aguas residuales, llegando a las estaciones depuradoras de agua de forma inalteradas o como sus principales metabolitos. Recientemente se ha demostrado que los sistemas de tratamiento convencional, basados principalmente en el uso de microorganismos, resultan inadecuados para destruir de forma efectiva este tipo de compuestos orgánicos, debido a su compleja estructura molecular y a las bajas concentraciones en las que se encuentran. Dependiendo de la tecnología de las plantas depuradoras o potabilizadoras, estas sustancias sólo son parcialmente eliminadas de las aguas, aunque la eficacia de eliminación depende de la sustancia (Bolong et al., 2009). Zuccato & Castiglioni en 2009 demostraron que la mayoría de los compuestos se eliminaban en más de un 70% en las estaciones depuradoras y aun así las drogas de abuso han sido detectadas en los efluentes de estas (Zuccato et al., 2005; Huerta-Fontela et al., 2008a, Valcárcel et al., 2012). La concentración de drogas de abuso en aguas de consumo humano tras su potabilización también ha sido evaluada. Sustancias como benzoilecgonina, amfetamina o MDMA (éxtasis) fueron detectadas en concentraciones medias entre 4-150 ng/l en efluentes de estaciones potabilizadoras en el noreste de España a pesar de que los coeficientes de reducción de estas sustancias es elevado, entre un 70 – 90% (Huerta-Fontela et al., 2008b). La legislación española y europea no obliga a las estaciones depuradoras a realizar ningún tipo de análisis de estas sustancias a las aguas residuales tratadas ni establece unas concentraciones máximas admisibles en el medio ambiente, independientemente del uso que vaya a tener ese agua (regenerada, agua fluvial o potable) (Valcárcel et al, 2012).

Actualmente se desconocen los efectos potenciales de estos componentes tanto sobre el medio ambiente como sobre la salud humana, a medio y largo plazo, pero su potente psicoactividad no puede ser obviada. Estas sustancias biológicamente activas están diseñadas para ejercer efectos específicos en el organismo humano, y por tanto pueden tener numerosos efectos negativos en los ecosistemas (Postigo et al., 2010).

Debido al riesgo ecotoxicológico potencial de las drogas de abuso en los ecosistemas es necesario eliminarlas de las aguas fluviales y como solución a este problema la aplicación de procesos no biológicos, como procesos de oxidación avanzada (MOA), se han ido extendiendo en los últimos años. La eficacia de estas técnicas está basada en la generación de radicales hidroxilo, los cuales actúan como un potente agente oxidante con una elevada reactividad y baja selectividad para eliminar compuestos orgánicos. Los procesos avanzados de oxidación fotoquímica han experimentado una creciente atención en las últimas décadas como alternativa interesante a tecnologías convencionales para el tratamiento de aguas contaminadas (Rodríguez-Gil et al., 2010). Entre ellos destaca el proceso heterogéneo foto-Fenton, el cual ha sido estudiado ampliamente para la eliminación de contaminantes orgánicos. Este método está basado en la combinación del proceso Fenton convencional (catalizador de Fe^{II} y el peróxido de hidrogeno como agente oxidante) con

radiación UV-visible, generando especies oxidantes adicionales. Uno de los puntos más importantes en este ámbito era la separación y recuperación del catalizador de las aguas tratadas. El uso de catalizadores heterogéneos, con estructura mesoporosa de matriz silíceo y con gran ordenación, SBA-15, facilita la separación de los mismos del medio de reacción, evitando la necesidad de procesos de coagulación-floculación posteriores para retirar el hierro del medio tratado. El relativo bajo coste y el uso de materias primas como sales de hierro y el peróxido de hidrógeno como oxidante, dan la posibilidad de integrar este proceso en operaciones normales (Melero et al., 2005).

La evaluación de la calidad de las aguas tratadas requiere de la aplicación de metodologías tanto químicas como biológicas con las que poder detectar no sólo los contaminantes presentes en ellas, sino también los posibles efectos que pueden ocasionar en el medio ambiente y la salud pública. Los ensayos biológicos se presentan como tests innovadores e indicadores reales y rápidos de los efectos tóxicos de las aguas (Farré et al., 2007). El escaso número de taxones utilizados en los bioensayos actualmente es una de las principales preocupaciones de la toxicología ambiental, ya que el uso de un rango adecuado de taxón supone conseguir resultados ecológicamente relevantes. Recientemente, un nuevo microbioensayo de fitotoxicidad aguda basado en el desarrollo de esporas de helecho ha sido publicado (Catalá et al., 2009). Los helechos son el segundo grupo más grande de plantas vasculares y debido a su carácter ripario, relativo al medio acuático, son buenos indicadores de presencia de compuestos tóxicos en las aguas. Este método combina relevancia biológica y ecológica con elevada sensibilidad y simplicidad, haciendo que sea una herramienta de costes bajos para el monitoreo ecotoxicológico (Catalá et al., 2010; Feito et al., 2012; Esteban et al., 2013).

El área metropolitana de Madrid se encuentra en el centro de la península Ibérica en torno a su ciudad principal, Madrid. Es el área metropolitana más poblada de España (7,3 millones de habitantes) (www.ine.es) y la tercera de la Unión Europea, por detrás de París y Londres. Hasta el momento, no se ha realizado ningún estudio sobre drogas de abuso en la cuenca del Tajo a su paso por Madrid, zona donde estas sustancias podrían no haber sido eliminadas completamente por las estaciones depuradoras y ser consideradas un peligro potencial tanto para el medio ambiente como la salud pública. En este contexto, los objetivos principales de este trabajo son determinar la presencia de drogas de abuso mediante caracterización química del agua en el río Manzanares y determinar la efectividad de eliminación de los procesos foto-Fenton en la degradación de drogas de abuso mediante su caracterización tras el tratamiento. Además, se pretende evaluar la toxicidad, tanto aguda como subcrónica, del agua tratada en función de las variables que intervienen en el tratamiento foto-Fenton.

3. METODOLOGÍA

3.1. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE MUESTREO

El área metropolitana de Madrid está localizada en el centro de la península Ibérica, con una extensión de 4.610 km² y con una población estimada de 7,3 millones de habitantes en el año



2012, concentrada principalmente en la ciudad de Madrid. Es el área más densamente poblada en España y uno de los mayores de Europa con una densidad de población de 808,41 habitantes por km². Un total del 81,64% de la población de la Comunidad de Madrid se encuentra concentrada en la ciudad de Madrid y los municipios del área metropolitana (www.ine.es).

En una fase previa a este proyecto (Mendoza et al., manuscrito en preparación), durante los meses de febrero y marzo de 2012, se muestrearon 7 puntos aguas abajo de diferentes depuradoras de agua residual. Estas depuradoras se localizaban a lo largo de los ríos Jarama y Manzanares y sus afluentes, pertenecientes a la cuenca del río Tajo. Las muestras fueron caracterizadas químicamente, y se demostró la presencia de drogas de abuso y benzodiacepinas en estas aguas superficiales.

En términos de concentración total por drogas de abuso, el punto con mayor concentración era DRSP5, aguas abajo del emisario de la depuradora de Butarque, en el río Manzanares, en el sur de la región de Madrid. Por ello, se eligió ese punto como objeto de estudio de este trabajo. Se recogieron nuevas muestras de agua a 100 metros aproximadamente aguas abajo del emisario de la depuradora de Butarque el día 16 de mayo de 2012. En total, se recogieron 15 litros en botellas de cristal ámbar de 1 litro.

La depuradora de Butarque (Tabla 1) se encuentra en el arroyo Butarque, afluente del río Manzanares, en la Comunidad de Madrid y es gestionada por el Canal de Isabel II Gestión, S.A. Dicho arroyo nace al oeste de la ciudad de Madrid, en el entorno de Boadilla del Monte, pasando después por los términos municipales de Alcorcón, Leganés y Madrid.

Tabla 1. Características de la depuradora de Butarque (www.chtajo.es)

Ciudad	Dirección	Población equivalente	Caudal tratado	Proceso
Madrid (distrito Villaverde)	C/ de los Rosales, 399	1.440.000 hab/eq	432.000 m ³ /día	BFA con reducción de nutrientes

BFA: Biológico de fangos activados.

3.2. COMPUESTOS OBJETIVO

Un total de 20 drogas de abuso y sus metabolitos pertenecientes a 6 clases químicas diferentes (Tabla 2) fueron encontrados en las aguas recolectadas.

Tabla 2. Compuestos objetivo, nº CAS y límite de detección

Grupo químico	Droga	Nº CAS	LDet ^a (ng/l)
Ansiolíticos	Alprazolam	28981-97-7	3,60
	Diazepam	439-14-5	1,40
	Lorazepam	846-49-5	14,60
Cannabinoides	OH-THC ^b	36557-05-8	1,26
	THC	1972-08-3	6,81
	THC-COOH ^b	56354-06-4	4,19
Cocainicos	Benzoilecgonina ^c	519-09-5	0,60
	Cocaetileno ^c	529-38-4	1,47
	Cocaína	50-36-2	0,13
Estimulantes tipo anfetamínico	Anfetamina	300-62-9	4,28
	Efredrina	24221-86-1	0,45
	MDMA	42542-10-9	1,26
	Metanfetamina	4846-07-5	1,28
LSD	LSD	50-37-3	1,80
	OXO-LSD ^d	No disponible	0,16
Opiáceos	6ACM ^e	2784-73-8	0,64
	EDDP ^f	66729-78-0	0,57
	Heroína	561-27-3	1,66
	Metadona	76-99-3	0,62
	Morfina	57-27-2	1,45

^a LDet: límite de determinación de la técnica.

^b Metabolito de THC.

^c Metabolito de la cocaína.

^d Metabolito del LSD.

^e Metabolito de la heroína.

^f Metabolito de la metadona.

3.3. MÉTODO DE ANÁLISIS

La muestra de agua superficial de código "DRSP5", correspondiente al agua inicial sin tratamiento, y las aguas tratadas con foto-Fenton fueron filtradas a través de filtro de fibra de vidrio de 1 µm y filtro de membrana de nylon de 0,45 µm (Whatman International Ltd., Maidstone, England). Posteriormente fueron almacenadas en botellas PET ámbar de 250 ml a -4 °C hasta su análisis. El análisis de todas las muestras de agua se llevó a cabo por triplicado (n=3).

La tecnología de cromatografía líquida - espectrometría de masas (LC-MS) fue usada para realizar el análisis de los compuestos seleccionados antes y después del tratamiento foto-fenton. Estos análisis fueron llevados a cabo en el laboratorio del departamento de Química Ambiental del IDAEA-CSIC siguiendo el método descrito en Martínez-Bueno et al. (2007).

Los análisis de carbono orgánico total (COT) se llevaron a cabo mediante medias de un analizador de gas infrarrojo modelo



TOC-VSCH equipado con un ASI-V autosampler. Las medidas de demanda química de oxígeno fueron llevadas a cabo utilizando dicromato de potasio como agente oxidante, seguido de la metodología descrita en el Método Estándar 5220D (APHA, 1998).

3.4. TRATAMIENTO FOTO-FENTON PARA LA DEGRADACIÓN DE DROGAS DE ABUSO

3.4.1. BLANCOS DE REACCIÓN

Se realizaron tres blancos de reacción con el objetivo de comprobar la eficacia de los reactivos que componen el tratamiento foto-Fenton independientemente:

- Fotólisis (UV-visible): ruptura homolítica de la molécula de peróxido de hidrógeno mediante la acción de la radiación ultravioleta. La muestra de agua de río inicial (DRSP-5) se introdujo en un reactor de vidrio Pirex donde incidió luz UV-visible de mercurio de media presión (Heraus TQ-150).
- Adsorción del catalizador de hierro (Fe²⁺): se realizaron dos ensayos, utilizando un catalizador heterogéneo de hierro en diferentes concentraciones (0,1 g/l y 0,6 g/l). El catalizador heterogéneo de hierro utilizado estaba soportado sobre una matriz de sílice mesoporosa tipo SBA-15 con el objetivo de evaluar la adsorción de las drogas de abuso por parte del catalizador.

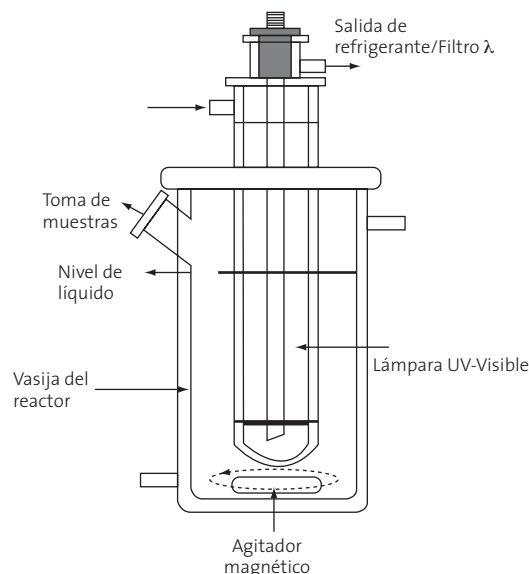
Tabla 3. Nomenclatura blancos de reacción realizados

Tratamiento control	Nomenclatura
Fotólisis	Fotólisis
Adsorción catalizador de Fe 0,1 g/l	ADS_o1
Adsorción catalizador de Fe 0,6 g/l	ADS_o6

3.4.2. TRATAMIENTOS FOTO-FENTON

Las reacciones de foto-Fenton se llevaron a cabo en un reactor de vidrio Pirex en presencia de una lámpara UV-visible de mercurio de media presión (Heraus TQ-150) tal y como se representa en la figura 1. La lámpara se encontraba rodeada por una camisa de cuarzo por la que circula una disolución acuosa de sulfato de cobre que evitaba el sobrecalentamiento de la suspensión y bloqueaba la radiación a longitudes de onda menores de 215 nm, imitando la radiación solar.

Figura 1. Esquema de la instalación experimental para el tratamiento foto-Fenton



En primer lugar, se preparó una disolución acuosa de 400 ml de la muestra a tratar. El catalizador se suspendió en la disolución acuosa y se ajustó el pH hasta un valor aproximado de 3 mediante una disolución de H₂SO₄ 0,1M. Se utilizó un catalizador heterogéneo en diferente concentración de hierro soportado sobre una sílice mesoporosa tipo SBA-15. Finalmente se adicionó peróxido de hidrógeno en concentraciones estequiométricas del 25, 50 y 100% (Tabla 3), donde el 100% era la cantidad estequiométrica necesaria para completar la mineralización del COT, siguiendo la reacción:

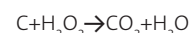


Tabla 4. Nomenclatura tratamientos foto-Fenton realizados

	Concentración de H ₂ O ₂		
	100%	50%	25%
Catalizador Fe 0,1 g/l	100%_o1	50%_o1	25%_o1
Catalizador Fe 0,6 g/l	100%_o6	50%_o6	25%_o6

La temperatura inicial de las muestras de agua en el reactor de vidrio era de 22°C. El tratamiento se llevó a cabo sin control de temperatura, por ello y debido a la radiación UV-visible, la temperatura aumentó hasta 37 °C durante el proceso, acelerando así la velocidad de degradación. La duración de los tratamientos fue de 6 horas, con el fin de asegurar el consumo total de peróxido de hidrógeno del medio. Tras 6 horas, las muestras fueron filtradas a través de membranas de nylon 0,22 µl para eliminar el catalizador heterogéneo antes de los análisis. Tras las 6 horas de reacción se midieron los parámetros de COT y de pH. El consumo total del peróxido de hidrógeno se confirmó usando un método de valoración.

La efectividad de eliminación de cada compuesto se calculó como una relación entre la concentración de droga hallada tras



el tratamiento y la inicial encontrada en la muestra. En el caso de que la concentración del compuesto tras el tratamiento no se haya confirmado (n.c.) o detectado (-) en la muestra de agua tratada, se usó el límite de detección (LDet), entendiendo esta efectividad como la mínima que se alcanzaría en la técnica.

3.5. TEST TOXICOLÓGICOS

3.5.1. MATERIAL

Las esporas de *Polystichum setiferum*, helecho común de las zonas riparias, fueron recogidas en el río San Xusto, A Coruña (España) durante el verano de 2012. Se recogieron fragmentos de hoja madura pero con los esporangios cerrados. Posteriormente, se secaron las hojas durante una semana en papel de filtro para poder obtener las esporas, las cuales se almacenaron a 4 °C en oscuridad hasta su uso. Las esporas fueron tamizadas y suspendidas en medio de cultivo, esterilizadas y contadas tal y como se detalla en Catalá et al. (2009).

3.5.2. ACTIVIDAD MITOCONDRIAL: TOXICIDAD AGUDA Y SUBCRÓNICA

El ensayo de actividad mitocondrial se realizó de acuerdo a Catalá et al. (2009) modificado por Feito et al. (2012). El pH de las aguas del río y las muestras tratadas fue ajustado a $7 \pm 0,5$ y suplementadas con Tween 20 hasta el 0,01%. Las alícuotas, que contenían 80.000 esporas y 1,4 ml del agua a estudiar, se incubaron durante 44 h para evaluar toxicidad aguda o 158 h para conocer toxicidad subcrónica (20 °C y 16 h de fotoperiodo). Posteriormente, se incubaron durante 2 horas con TTC (2,3,5-trifeniltretazolium) cuya reducción forma trifeníl formazan. Esta sal se extrajo en 1.000 µl de hexano por agitación, permitiendo determinar la función mitocondrial de las células tratadas mediante la medición de la absorbancia.

3.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los datos de absorbancia de las diferentes muestras fueron tratados estadísticamente mediante los programas R y R-Commander. Para cada tratamiento y tiempo de exposición se prepararon al menos 6 réplicas (n=6) de los bioensayos. Los datos aparecen expresados como la media \pm el error estándar. Para determinar las diferencias significativas entre los distintos tratamientos en cada tiempo se utilizó el análisis de varianzas ANOVA de dos factores. Previamente, se verificó que los datos cumplían los supuestos de normalidad (los datos siguen una distribución gaussiana), homocedasticidad (las varianzas de todas las muestras son iguales) e independencia (todas las observaciones son independientes unas de otras), necesarios para la aplicación de ANOVA. Dado que el supuesto de independencia se cumplía (los conjuntos de datos eran independientes unos de otros) para comprobar los supuestos de normalidad y homocedasticidad se aplicaron el test de Shapiro-Wilk y el de Bartlett, respectivamente. Se consideró como significativo un p-valor $< 0,05$ en todos los casos.

4. RESULTADOS

El estudio está centrado en caracterizar química y toxicológicamente el agua en el río Manzanares aguas abajo de la depuradora de Butarque antes y después de los tratamientos por foto-Fenton para la degradación de drogas de abuso.

4.1. DROGAS DE ABUSO Y CARACTERIZACIÓN QUÍMICA

4.1.1. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE LA MUESTRA INICIAL (DRSP5)

Tabla 5. Límite de determinación y concentración de las drogas de abuso en la matriz inicial (DRSP5)

Drogas	LDet (ng/l)	DRSP5 (ng/l)
Ansiolíticos		
Alprazolam	3,60	6,79
Diazepam	1,40	138,33
Lorazepan	14,60	123,00
Cannabinoides		
OH-THC	1,26	-
THC	6,81	-
THC-COOH	4,19	-
Cocáinicos		
Benzoilecgonina	0,60	7,22
Cocaetileno	1,47	-
Cocaína	0,13	7,27
Estimulante tipo anfetamínico		
Anfetamina	4,28	-
Efredina	0,45	156,33
MDMA	1,26	27,03
Metanfetamina	1,28	1,90
LSD		
LSD	1,80	-
OXO-LSD	0,16	-
Opiáceos		
6ACM	0,64	-
EDDP	0,57	97,53
Heroína	1,66	-
Metadona	0,62	26,97
Morfina	1,45	3,57

Nota: - (no determinado).

En la tabla 5 se recogen los resultados obtenidos de la caracterización química en la muestra inicial. Se detectaron todas las drogas de abuso objeto de estudio excepto las pertenecientes a los grupos de los cannabinoides y de los LSD. Además no se detectó heroína y 6ACM (opiáceos), anfetamina (estimulante tipo anfetamínico) y cocaetileno (cocáinicos).

Tabla 6. Concentraciones de drogas de abuso (ng/l) después de los blancos de reacción

Drogas	Fotólisis		ADS_o,1		ADS_o6	
	[ng/l]	Eficacia eliminación	[ng/l]	Eficacia eliminación	[ng/l]	Eficacia eliminación
Ansiolíticos						
Alprazolam	n.c.	>47%	n.c.	>47%	n.c.	>47%
Diazepam	0,89	>99%	52,4	62%	8,27	94%
Lorazepan	-	>88%	109,3	11%	73,3	40%
Cannabinoides						
OH-THC	-	-	-	-	-	-
THC	-	-	-	-	-	-
THC-COOH	-	-	n.c.	-	n.c.	-
Cocainicos						
Benzoilecgonina	n.c.	>92%	46,87	-549%	37,3	-417%
Cocaetileno	-	-	n.c.	-	n.c.	-
Cocaína	n.c.	>98%	n.c.	>98%	n.c.	>98%
Estimulantes tipo anfetamínico						
Anfetamina	-	-	-	-	-	-
Efedrina	n.c.	>99%	333,7	-113%	302,3	-93%
MDMA	-	>95%	27,37	-1%	14,0	48%
Metanfetamina	-	>33%	2,60	-37%	1,66	13%
LSD						
LSD	-	-	-	-	-	-
OXO-LSD	-	-	-	-	-	-
Opiáceos						
6ACM	-	-	-	-	-	-
EDDP	0,22	99%	8,81	91%	1,06	99%
Heroína	-	-	-	-	-	-
Metadona	n.c.	>98%	5,69	79%	0,72	97%
Morfina	-	>59%	-	>59%	n.c.	>59%

Nota: - (no detectado), n.c. (no confirmado).

4.1.2. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE LOS BLANCOS DE REACCIÓN

Las muestras de agua analizadas tras los blancos de reacción (tabla 6) presentaron diferencias respecto a la matriz inicial. En las muestras donde se realizó fotólisis se detectaron sólo dos de los compuestos estudiados, el diazepam y el EDDP, éste último metabolito de la metadona, en concentraciones de 0,89 y 0,22 ng/l, respectivamente. Por otro lado, en las muestras donde se evalúa la adsorción de estas sustancias en el catalizador (ADS_o,1 y ADS_o,6), se detectaron 8 de los 20 compuestos estudiados, siendo los más abundantes la efedrina, compuesto estimulante del tipo anfetamínico, y la benzoilecgonina, metabolito de la cocaína, cuyas concentraciones fueron muy superiores a las iniciales tras los procesos de adsorción. Además de estos dos compuestos, MDMA y metanfetamina, estimulantes de tipo anfetamínico, también aumentó su concentración en caso de que el catalizador utilizado tenga una concentración de 0,1 g/l.

En la tabla 7 se resume la eficacia de eliminación de los blancos de reacción por grupos de drogas y se puede observar que tras la fotólisis todos los grupos de drogas de abuso reducen su concentración en más de un 70% aproximadamente.

Tabla 7. Resumen eficacia eliminación blancos de reacción en función de los grupos de drogas

Grupo de drogas	Eficacia media del tratamiento		
	Fotólisis	ADS_o,1	ADS_o,6
Ansiolíticos	74%	32%	56%
Cannabinoides	-	-	-
Cocainicos	95%	-225%	-159%
Estimulantes tipo anfetamínico	68%	-51%	-11%
LSD	-	-	-
Opiáceos	83%	75%	83%

Por otro lado, destacar el efecto de los procesos de adsorción sobre los grupos de estimulantes de tipo anfetamínico y los cocainicos, donde se ha detectado mayor concentración de drogas de abuso que la inicial o el porcentaje de reducción ha sido mínimo. Los ansiolíticos y los opiáceos presentan eficacias de eliminación muy dispares en función del tratamiento, pero sin superar el 85% de eliminación.



Tabla 8. Concentraciones drogas de abuso (ng/l) después de los tratamientos foto-Fenton catalizador 0,1 g/l

Drogas	Fe[0,1 g/l] 25% H_2O_2		Fe[0,1 g/l] 50% H_2O_2		Fe[0,1 g/l] 100% H_2O_2	
	[ng/l]	Eficacia eliminación	[ng/l]	Eficacia eliminación	[ng/l]	Eficacia eliminación
Ansiolíticos						
Alprazolam	n.c.	>47%	n.c.	>47%	n.c.	>47%
Diazepam	-	>99%	-	>99%	-	>99%
Lorazepan	-	>88%	-	>88%	-	>88%
Cannabinoides						
OH-THC	-	-	-	-	-	-
THC	-	-	-	-	-	-
THC-COOH	-	-	-	-	-	-
Cocainicos						
Benzoilecgonina	n.c.	>92%	n.c.	>92%	n.c.	>92%
Cocaetileno	-	-	-	-	-	-
Cocaína	n.c.	>98%	n.c.	>98%	n.c.	>98%
Estimulantes tipo anfetamínico						
Anfetamina	-	-	-	-	-	-
Efredrina	-	>99%	-	>99%	-	>99%
MDMA	-	>95%	-	>95%	n.c.	>95%
Metanfetamina	-	>32%	-	>33%	-	>32%
LSD						
LSD	-	-	-	-	-	-
OXO-LSD	-	-	-	-	-	-
Opiáceos						
6ACM	-	-	-	-	-	-
EDDP	n.c.	>99%	n.c.	>99%	-	>99%
Heroína	-	-	-	-	-	-
Metadona	-	>98%	n.c.	>98%	-	>98%
Morfina	-	>59%	-	>59%	-	>59%

Nota: - (no detectado), n.c. (no confirmado).

4.1.3. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL PROCESO HETEROGÉNEO FOTO-FENTON CON CATALIZADOR FE 0,1 G/L

En las muestras analizadas tras el tratamiento foto-Fenton con catalizador de hierro 0,1 g/l (tabla 8) no se detectó ninguno de los compuestos objetivo o no se pudo confirmar su presencia para todas las concentraciones de H_2O_2 añadidas.

En la tabla 9 se resume la eficacia de eliminación del tratamiento foto-Fenton con el catalizador de hierro 0,1 g/l por grupos de drogas.

Tabla 9. Resumen eficacia eliminación foto-Fenton catalizador Fe 0,1 g/l en función de los grupos de drogas

Grupo de drogas	Eficacia media del tratamiento		
	25%_0,1	50%_0,1	100%_0,1
Ansiolíticos	78%	78%	78%
Cannabinoides	-	-	-
Cocainicos	95%	95%	95%
Estimulantes tipo anfetamínico	76%	76%	76%
LSD	-	-	-
Opiáceos	85%	85%	85%

La eficacia de eliminación de esta técnica es superior en todos los casos al 75% e independiente de la concentración de agua oxigenada añadida. Los grupos que presentan mayor eliminación de drogas de abuso son los cocainicos y los opiáceos.



Tabla 10. Concentraciones de drogas de abuso (ng/l) después de foto-Fenton con catalizador Fe 0,6 g/l

Drogas	Fe[0,6 g/l] 25% H_2O_2		Fe[0,6 g/l] 50% H_2O_2		Fe[0,6 g/l] 100% H_2O_2	
	[ng/l]	Eficacia eliminación	[ng/l]	Eficacia eliminación	[ng/l]	Eficacia eliminación
Ansiolíticos						
Alprazolam	n.c.	>47%	n.c.	>47%	n.c.	>47%
Diazepam	0,79	99%	-	>99%	-	>99%
Lorazepan	-	>88%	-	>88%	-	>88%
Cannabinoides						
OH-THC	-	-	-	-	-	-
THC	-	-	-	-	-	-
THC-COOH	-	-	-	-	-	-
Cocainicos						
Benzoilecgonina	n.c.	>92%	n.c.	>92%	n.c.	>92%
Cocaetileno	-	-	-	-	-	-
Cocaína	n.c.	>98%	0,32	96%	n.c.	>98%
Estimulantes tipo anfetamínico						
Anfetamina	-	-	-	-	-	-
Efredrina	-	>99%	-	>99%	-	>99%
MDMA	0,17	99%	n.c.	>95%	-	>95%
Metanfetamina	-	>33%	-	>33%	-	>33%
LSD						
LSD	-	-	-	-	-	-
OXO-LSD	-	-	-	-	-	-
Opiáceos						
6ACM	-	-	-	-	-	-
EDDP	0,15	99%	-	>99%	-	>99%
Heroína	-	-	-	-	-	-
Metadona	n.c.	>98%	-	>98%	-	>98%
Morfina	-	>59%	-	>59%	-	>59%

Nota: - (no detectado), n.c. (no confirmado).

4.1.4. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL PROCESO HETEROGÉNEO FOTO-FENTON CON CATALIZADOR FE 0,6 G/L

En las muestras analizadas tras el tratamiento foto-Fenton con catalizador de hierro 0,6 g/l (tabla 10) se detectaron sólo 4 de los compuestos estudiados (cocaína, MDMA, diazepam y EDDP) a concentraciones inferiores de 0,80 ng/L.

En la tabla 11 se resume la eficacia de eliminación del tratamiento foto-Fenton con el catalizador de hierro 0,6 g/l por grupos de drogas. La eficacia de eliminación en este caso es superior al 75% en todos los grupos de drogas y variaciones ínfimas en función de la concentración de agua oxigenada añadida.

Tabla 11. Resumen eficacia eliminación foto-Fenton con catalizador Fe 0,6 g/l en función de los grupos de drogas

Grupo de drogas	Eficacia media del tratamiento		
	25%_0,1	50%_0,1	100%_0,1
Ansiolíticos	78%	78%	78%
Cannabinoides	-	-	-
Cocainicos	95%	95%	95%
Estimulantes tipo anfetamínico	76%	76%	76%
LSD	-	-	-
Opiáceos	85%	85%	85%

En las muestras analizadas tanto en el tratamiento foto-Fenton con catalizador Fe 0,1 g/L como con catalizador Fe 0,6 g/l (tablas 8 y 10) la mayoría de los compuestos se encontraron en una concentración por debajo del límite de detección con una reducción de su concentración en más de un 88%. Es importante destacar que debido a la no confirmación o no detección de muchas de las sustancias en estos tratamientos, la eficacia de



eliminación se encuentra referida al límite de determinación, y por tanto, si la concentración inicial era muy próxima a este valor, el porcentaje de reducción es muy bajo y la eficacia debe ser entendida como la mínima alcanzada por este tratamiento.

4.1.5. CARACTERIZACIÓN MACROSCÓPICA

La caracterización macroscópica de la muestra del río, antes y después del tratamiento foto-Fenton se encuentra recogida en la tabla 12. Característicamente, los tratamientos de control de reacción realizados, específicamente ADS_o,1 y ADS_o,6, presentan los mismos niveles de COT que las muestras de tratamiento foto-Fenton con catalizador de Fe 0,1 g/L. Cabe destacar, que el tratamiento foto-Fenton con catalizador Fe 0,6 g/L, con resultados de eliminación de sustancias muy similares al otro tratamiento foto-Fenton, presenta niveles de COT ligeramente superiores. Por otro lado, el control de fotólisis es el que presenta menor reducción de COT.

Tabla 12. Caracterización macroscópica de las muestras de agua antes y después de los tratamientos

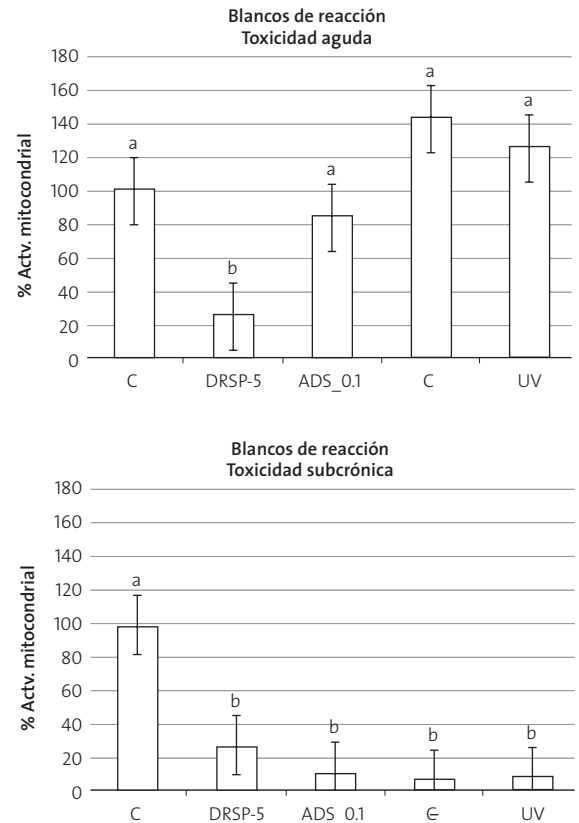
	pH	COT	% COT
DRSP5	6,6	60,6	---
Fotólisis	3,1	12,8	78,9
ADS_o,1	3,1	9,76	83,9
ADS_o,6	3,2	8,36	86,2
Fe[0,1 g/l] 100% H ₂ O ₂	3,1	8,91	85,3
Fe[0,1 g/l] 50% H ₂ O ₂	3,0	8,83	85,4
Fe[0,1 g/l] 25% H ₂ O ₂	3,1	8,76	85,5
Fe[0,6 g/l] 100% H ₂ O ₂	2,9	10,32	83,0
Fe[0,6 g/l] 50% H ₂ O ₂	3,2	10,36	82,9
Fe[0,6 g/l] 50% H ₂ O ₂	3,0	12,5	79,4

4.2. CARACTERIZACIÓN TOXICOLÓGICA

La caracterización toxicológica se basa en la reducción de la actividad mitocondrial de las esporas en los diferentes tratamientos respecto al control (medio de cultivo Dyer Tween) representado en porcentaje. La reducción de la actividad mitocondrial corresponde a la reducción de la respiración total de ese conjunto de esporas. Este descenso de la respiración total observada puede ser debido a la reducción del número total de esporas por muerte de unas pocas o disminución general de la respiración media de todas las esporas. En ambos casos, esa disminución de la actividad mitocondrial puede ser consecuencia de la toxicidad generada por las drogas de abuso y otras sustancias presentes en las aguas, por lo que podemos hablar de posible toxicidad aguda y subcrónica, en función del tiempo de exposición.

4.2.1. CARACTERIZACIÓN TOXICOLÓGICA DE LOS BLANCOS DE REACCIÓN

Figura 2. Toxicidad aguda y subcrónica de los blancos de reacción realizados especificados en porcentaje de variación mitocondrial (absorbancia a 492 nm) respecto al medio de cultivo DT (control, C). Las barras representan el error estándar. Las letras a y b representan los grupos estadísticos significativos definidos por el test Tukey



En la figura 2 se representa el análisis de toxicidad realizado en las aguas tratadas tras los blancos de reacción. En primer lugar, destacar que independientemente del tipo de toxicidad, aguda o subcrónica, existe una reducción estadísticamente significativa de más del 70% de la actividad mitocondrial de las esporas cultivadas en medio de cultivo (control) y las que se encontraban en la muestra inicial, DRSP5, siendo esta última de gran toxicidad. Por otro lado, los blancos de reacción, fotólisis y procesos de adsorción, en tiempos de exposición cortos (toxicidad aguda), se encuentran en el mismo grupo de significación que el control, mientras que si existen diferencias significativas ($p < 0,005$) con la actividad mitocondrial de las esporas de helechito en el agua inicial (DRSP-5). Si la exposición a estas aguas se prolonga en el tiempo (toxicidad subcrónica) observamos que sí existe toxicidad, ya que todos los tratamientos presentan una disminución de la actividad mitocondrial significativa respecto al control.



Figura 3. Toxicidad aguda y subcrónica del tratamiento foto-Fenton con catalizador Fe 0,1 g/l especificado en porcentaje de variación mitocondrial (absorbancia a 492 nm) respecto al medio de cultivo DT (control). Las barras representan el error estándar. Las letras a y b representan los grupos estadísticos significativos definidos por el test Tukey

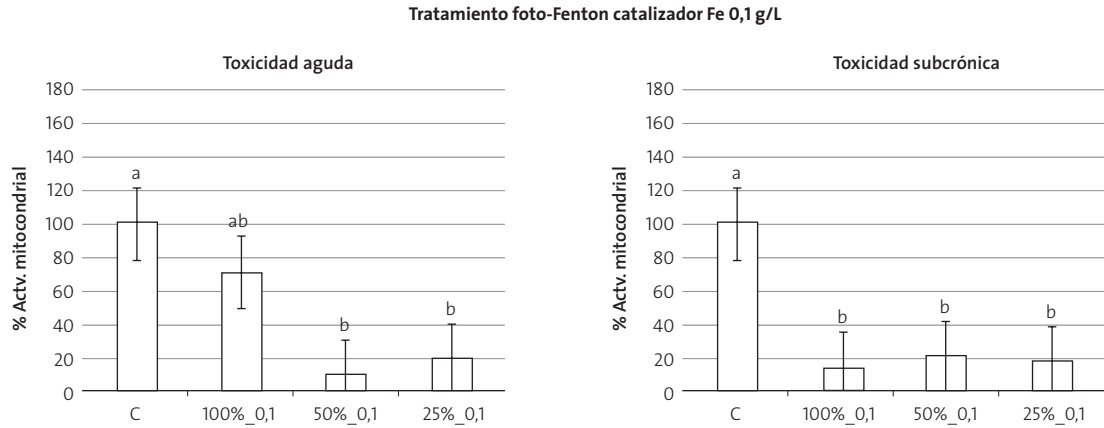
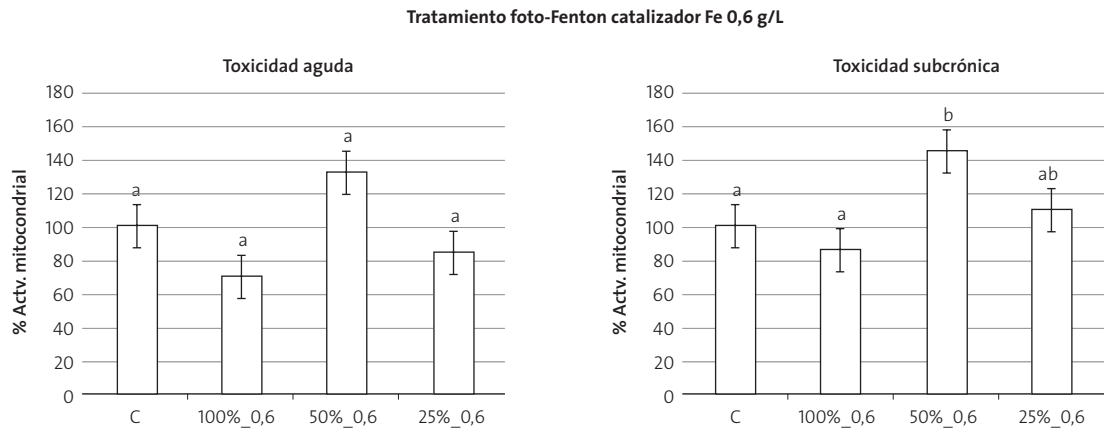


Figura 4. Toxicidad aguda y subcrónica del tratamiento foto-Fenton con catalizador Fe 0,6 g/l especificado en porcentaje de variación mitocondrial (absorbancia a 492 nm) respecto al medio de cultivo DT (control). Las barras representan el error estándar. Las letras a y b representan los grupos estadísticos significativos definidos por el test Tukey



4.2.2. CARACTERIZACIÓN TOXICOLÓGICA DEL PROCESO HETEROGÉNEO FOTO-FENTON CON CATALIZADOR FE 0,1 G/L

El análisis toxicológico en los tratamientos foto-Fenton con catalizador Fe 0,1 g/l, mostrado en la figura 3, presenta elevada disparidad entre las concentración de H₂O₂ (100%, 50% ó 25%) con tiempos de exposición cortos (44 horas - toxicidad aguda). Independientemente de la concentración de agua oxigenada añadida existe una toxicidad residual, aunque sólo es significativa en el caso de añadir el 50% o 25% de H₂O₂.

En el análisis de toxicidad subcrónica, todos los tratamientos foto-Fenton con el catalizador Fe 0,1 g/l generan toxicidad sobre las esporas de helecho de forma significativa ($p < 0,005$) reduciendo su actividad mitocondrial hasta más de un 60%.

4.2.3. CARACTERIZACIÓN TOXICOLÓGICA DEL PROCESO HETEROGÉNEO FOTO-FENTON CON CATALIZADOR FE 0,6 G/L

En los procesos foto-Fenton realizados con el catalizador de Fe 0,6 g/l mostrados en la figura 4, al evaluar la actividad mitocondrial en tiempos de exposición cortos, ninguno presenta toxicidad.

A mayores tiempos de exposición, el proceso que implica la adición del 50% de H₂O₂ es el único tratamiento que presenta toxicidad, aumentando en más de un 40% la actividad mitocondrial de las esporas. A pesar de que las esporas de helecho tengan una tasa de respiración superior al control, este suceso puede ser considerado toxicidad y es conocido como hormesis, dónde la presencia de una sustancia tóxica provoca una estimulación de la actividad de la célula (Calabrese, 2008; Calabrese & Brain, 2009).



5. DISCUSIÓN

Este trabajo investiga, por primera vez, la presencia y concentración de veinte drogas de abuso en las aguas superficiales del Manzanares en la región metropolitana de Madrid, el área más densamente poblada en España y una de las mayores en Europa. Los resultados obtenidos en términos de concentraciones de drogas en Madrid son superiores a los encontrados en otros estudios, tanto europeos (Zuccato et al., 2008; Gheorghe et al., 2008; Kasprzyk-Hordern et al., 2008) como españoles (Boleda et al., 2009; Postigo et al., 2010; Vazquez-Roig et al., 2010; Valcárcel et al., 2012). Las dos únicas sustancias con menor concentración que en el resto de estudios son la efedrina, estimulante de tipo anfetamínico, y la benzoilecgonina, cuyas concentraciones son similares a las de la cocaína, cuando las concentraciones del metabolito suelen ser superiores (Postigo et al., 2010; Vazquez-Roig et al., 2010; Valcárcel et al., 2012). Esta muestra se caracteriza por una concentración relativamente elevada de los compuestos alprazolam, lorazepam y diazepam (ansiolíticos) y metadona y EDDP (opiáceos).

De esta forma se confirma que las drogas de abuso no son eliminadas en su totalidad por las depuradoras de aguas residuales modelo (Mendoza et al., manuscrito en preparación; Zuccato et al., 2005; Huerta-Fontela et al., 2008a). Por ejemplo, Zuccato & Castiglioni en 2009, demostraron que no todas las drogas de abuso son eliminadas con la misma efectividad. Mientras que la anfetamina y la metanfetamina se reducen entre un 70-90%, al igual que la cocaína y sus metabolitos, siendo su concentración en el efluente del orden de ng/l, el coeficiente de reducción del éxtasis de las aguas residuales es menor del 50% siendo su concentración de decenas de ng/l. Por otro lado, sustancias como la metadona y sus metabolitos son altamente resistentes, eliminadas sólo en un 9% de las aguas residuales.

Los resultados obtenidos, provenientes de aguas fluviales, permiten conocer las concentraciones reales a las que se encuentran expuestos los diferentes seres vivos acuáticos. Los datos de ecotoxicidad de concentraciones relevantes para el medio ambiente de contaminantes emergentes son escasas y casi exclusivamente referidas a letalidad en organismos adultos sanos (González et al., 2012). La presencia de drogas de abuso en el medio fluvial supone un riesgo toxicológico potencial para el medio ambiente, sobre todo a largo plazo. La disminución prácticamente total de la actividad mitocondrial o incluso un aumento de los ratios de crecimiento, hormesis, pueden ser consecuencia de mecanismo de defensa cuando los organismos se encuentran expuestos a concentraciones subletales de tóxicos (Calabrese, 2008). Al igual que en este trabajo, los resultados de toxicidad hallada en las mismas aguas por Rodríguez-Gil et al. (2010) reflejan la misma toxicidad pero por fármacos. Si esto fuera así, se podría afirmar que la presencia de contaminantes emergentes y el hecho de no eliminarlos de este medio, suponen un peligro grave no sólo para la fauna y la flora de estos ecosistemas, sino también para el ser humano.

Los métodos de oxidación avanzada, pueden ayudar a resolver el problema, aunque no todos consiguen eliminar dicha toxicidad. La efectividad de los procesos foto-Fenton dependen de la concentración de sales de hierro del catalizador heterogéneo y de la concentración de peróxido de hidrógeno añadida. Una baja concentración en el catalizador, supone la no completa elimi-

nación de sustancias en el agua que provocan tanto toxicidad aguda como subcrónica. Por otro lado, las diferentes concentraciones de peróxido de hidrógeno indican que el 100% estequiométrico provoca una leve toxicidad a largo plazo, probablemente debida a su consumo incompleto durante la reacción. Los niveles de todas las drogas de abuso tras 6 horas de tratamiento foto-Fenton heterogéneo se encuentran debajo de los límites de detección, lo que demuestra la aplicación potencial de esta tecnología para la eliminación de estas sustancias. Recientemente, dos procesos fotocatalíticos solares, uno de ellos basado en fotocatalisis heterogénea usando óxido de titanio y otra basada en el sistema foto-Fenton usando sales de hierro (II), han sido evaluadas en una planta piloto para la eliminación de cocaína y metadona (Postigo et al., 2011a, 2011b). Los resultados de este estudio revelan que el tratamiento foto-Fenton es ligeramente más eficiente que la fotocatalisis heterogénea de TiO_2 .

La caracterización química de todas las muestras tras los procesos foto-Fenton determinaba reducciones superiores al 90% en la concentración de la mayoría de las drogas de abuso, aunque la caracterización toxicológica demostró una reducción significativa de los ratios de crecimiento de las esporas de helecho. Este hecho sugiere la presencia de otros tóxicos que no han sido analizados, probablemente de naturaleza inorgánica, que alteran el desarrollo de la planta. Otra posibilidad es que los compuestos al resultar sólo parcialmente degradados, formen subproductos aún más tóxicos que los compuestos originales (Bolong et al., 2009).

La legislación estatal, Real Decreto 509/1996 de 15 de marzo, establece unos requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas donde es necesaria la medición de los parámetros DBO_5 , COT o DOT. Este parámetro no es representativo para conocer la eficacia de degradación de las drogas de abuso, ya que la concentración de estas sustancias supone un porcentaje ínfimo del carbono orgánico total de las aguas, en relación a otras sustancias, debido a su baja concentración. Así se puede observar cómo cuando los valores de reducción de COT de todas las muestras son superior al 80% y muy homogéneo independientemente del tratamiento realizado, la caracterización química de los procesos ofrece unas efectividades totalmente diferentes. Este hecho indica la presencia de otras sustancias adicionales disueltas en las muestras de río que aumenta las concentraciones de COT. Este tipo de sustancias pueden desempeñar un papel crucial en la degradación de las drogas de abuso por MOA debido a la competición por las especies con radicales libres (Radjenovic et al., 2009).

Es importante tener en cuenta que el estudio se encuentra limitado a una EDAR modelo y un punto determinado de los ríos de Madrid. A pesar de que los resultados son semejantes a otros estudios realizados en cuencas similares, en futuros estudios habría que ampliar el rango de muestras de agua analizadas tras el emisario de diferentes depuradoras en la cuenca. Además, sería conveniente recoger las muestras en diferentes épocas del año, subsanando la limitación de temporalidad de este estudio, donde tanto los hábitos de los consumidores de drogas como la dinámica fluvial podrá variar los resultados obtenidos. Finalmente, para completar la caracterización toxicológica y poder asegurar toxicidad de las aguas sería necesario complementar el estudio, con cuantificación de DNA y autofluorescencia de la clorofila, dos biomarcadores que clarificarían los resultados obtenidos en la actividad mitocondrial.



6. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos confirman la presencia de drogas de abuso en el río Manzanares a lo largo del área metropolitana de Madrid. Cocaínicos, estimulantes de tipo anfetamínico, ansiolíticos, opiáceos, LSD y cannabinoides han sido los grupos de drogas encontrados en estas aguas fluviales en diferentes concentraciones en un rango desde 1,90 a 156,33 ng/l.

Las drogas de abuso no son eliminadas en su totalidad del medio fluvial, ya que las plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales o las potabilizadoras no están diseñadas para eliminar este tipo de contaminantes. La presencia de drogas de abuso en el medio fluvial supone un riesgo toxicológico potencial para el medio ambiente, sobre todo a largo plazo produciendo un aumento de los ratios de crecimiento, resultado de un incremento de actividad como mecanismo de defensa debido a la exposición a concentraciones subletales de tóxicos.

Los tratamientos de foto-Fenton pueden ayudar a resolver este problema ya que alcanzan un elevado grado de mineralización, más del 70% en todas las muestras. La concentración de la mayoría las drogas de abuso estudiadas fue reducida satisfactoriamente a concentraciones inferiores al límite de detección del método analítico, mientras que otros compuestos, como cocaína, MDMMA o EDDP, permanecían en concentraciones muy bajas. La efectividad de los procesos foto-Fenton depende de la concentración de sales de hierro del catalizador heterogéneo y de la concentración de peróxido de hidrógeno añadida. La realización de este tratamiento de forma incompleta, supone la generación de otros compuestos que confieren al agua una elevada toxicidad. Debido a esto, la combinación más efectiva es el tratamiento foto-Fenton con catalizador de Fe 0,6 g/l aunque no sé puede asegurar la concentración de peróxido de hidrógeno.

Los resultados de la caracterización toxicológica demuestran que a pesar de los elevados índices de eficacia dados por la caracterización química, existen una serie de procesos que generan toxicidad en el medio. Esto refleja la importancia de la combinación de los test toxicológicos con los análisis químicos, ya que son unas herramientas esenciales para evaluar la eficacia de las nuevas tecnologías de tratamiento de aguas basadas en los procesos de oxidación avanzada. El nuevo bioensayo desarrollado ha sido una herramienta eficiente y sensible en este contexto y puede ser útil en otras situaciones.

Hay que tener en cuenta el riesgo potencial para la salud humana y para el medio ambiente que supone la presencia de las drogas de abuso en el medio fluvial. Es importante seguir estudiando la presencia de estas sustancias, su ecotoxicología y sus posibles efectos en la salud pública.

7. BIBLIOGRAFÍA

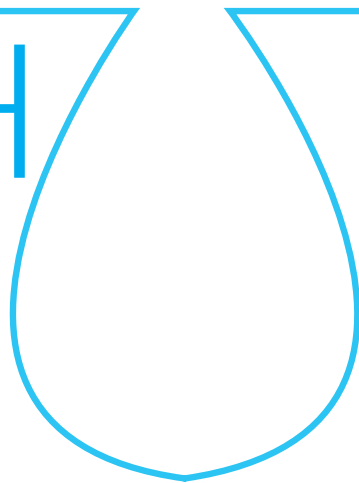
- APHA (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. American Public Health Association, Washington D.C.
- Boleda R., Galcerán T., Ventura F. (2007). Trace determination of cannabinoids and opiates in wastewater and surface waters by ultra-performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *J Chromatogr A* 1175: 38-48.
- Boleda R., Galcerán T., Ventura F. (2009). Monitoring of opiates, cannabinoids and their metabolites in wastewater, surface water and finished water in Catalonia, Spain. *Water res*; 43 (4): 1126-36.
- Bolong N., Ismail A.F., Salim M.R., Matsuura T. (2009). A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. *Desalination* 239: 229-246.
- Bones J., Thomas K.V., Paull B. (2007). Using environmental analytical data to estimate levels of community consumption of illicit drugs and abuse pharmaceutical. *J Environ Monit* 9 (7): 701-7.
- Calabrese E.J. (2008). Hormesis: why is important to toxicology and toxicologist. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, 1451-1474.
- Calabrese E.J., Blain R.B. (2009). Hormesis and plant biology. *Environ. Pollut.* 157, 42-48.
- Catalá M., Esteban M., Rodríguez-Gil J.L., Quintanilla L.G. (2009). Development of a Naturally Miniaturised Testing Method Based on the Mitochondrial Activity of Fern Spores: a New Higher Plant Bioassay. *Chemosphere* 77, 7: 983-8.
- Catalá M., Esteban M., Quintanilla L.G. (2010). Working with Ferns: Mitochondrial Activity of Fern Spores for the Evaluation of Acute Toxicity in Higher Plant Development. *Ed.Springer*, NewYork 237-247.
- EDADES (2010). Encuesta domiciliaria sobre Alcohol y Drogas en España 2009/2010. Delegación del Gobierno para el Plan Nacional sobre Drogas. Disponible en: www.msps.es. Consultado en Enero 2013.
- Esteban M., Fernández Rodríguez J., Díaz López G., Nuñez M, Valcárcel Y., Catalá M. (2013). New microbioassays based on biomarkers are more sensitive to fluvial water micropollution than standard testing methods. *Ecotoxicol Environ Saf.*
- Farré, M., Martínez, E., Barceló, D. (2007). Validation of interlaboratory studies on toxicity in water samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 26(4): 283-292.
- Feito R., Valcárcel Y., Catalá M. (2012). Biomarker assessment of toxicity with miniaturized bioassays: diclofenac as a case study. *Ecotoxicology*. 21: 289-296.
- Gheorghe A., van Nuij A., Pecceu B., Bervoets L., Jorens P.G., Blust R., et al. (2008) Analysis of cocaine and its principal metabolites in waste and surface water using solid-phase extraction and liquid chromatography-ion trap tandem mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem*; 391(4):1309-19
- González S., López-Roldán R., Cortina J.L. (2012). Presence and biological effects of emerging contaminants in Llobregat River basin: a review. *Environ.Pollut.*161, 83-92.



- González-Mariño I., Rodríguez I., Quintana J. B., Cela R. (2010). Matrix solid-phase dispersion followed by gas chromatography-mass spectrometry for the determination of triclosan and methyl triclosan in sludge and sediments. *Anal Bioanal Chem*; 398(5):2289-97.
- Huerta-Fontela M., Galcerán MT., Ventura F. (2007). Ultrapformance liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis of stimulatory drugs of abuse in wastewater and surface waters. 79: 3821-9.
- Huerta-Fontela M., Galcerán MT., Martín-Alonso J., Ventura F. (2008a). Occurrence of psychoactive stimulatory drugs in wastewaters in north-eastern Spain. *Sci Total Environ* 397(1-3): 31-40.
- Huerta-Fontela M., Galcerán MT., Ventura F. (2008b). Stimulatory drugs of abuse in surface waters and their removal in a conventional drinking water treatment plant. *Environ Sci Technol*; 42:6809-16.
- Hummel D., Löffler D., Fink G., Turner T.A. (2006). Simultaneous determination of psychoactive drugs and their metabolites in aqueous matrices by liquid chromatography mass spectrometry. *Environ Sci Technol* 40(23): 7321-8.
- Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale R.M., Guwy A.J. (2008). The occurrence of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs in surface water in South Wales, UK. *Water Res* 42(13): 3498-518.
- Martínez Bueno M.J., Agüera A., Gómez M.J., Hernando M.D., García-Reyes J.F., Fernández-Alba A.R. (2007). Application of liquid chromatography/quadrupole-linear ion trap mass spectrometry and time-of-flight mass spectrometry to the determination of pharmaceuticals and related contaminants in wastewater. *Anal Chem*. 15; 79(24): 9372-84.
- Martínez Bueno M.J., Hernando M.D., Herrera S., Gómez M.J., Fernández-Alba A., Bustamante I. et al. (2010). Pilot survey of chemical contaminants from industrial and human activities in river waters in Spain. *Int J Environ Anal Chem*; 90(3):321-4.
- Melero J.A., Martínez F., Calleja G., Molina R. (2005). Heterogeneous photo-Fenton degradation of phenolic aqueous solutions over iron-containing SBA-15 catalyst. *Applied Catalysis* 60:185-194.
- Postigo C., López de Alda M.J., Barceló D. (2008). Fully automated determination in the low nanogram per liter level of different classes of drugs of abuse in sewage water by on-line solid-phase extraction-liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry. *Anal Chem* 80(9): 3123-34.
- Postigo C., López de Alda M.J., Barceló D. (2010). Drugs of abuse and their metabolites in the Ebro River basin: occurrence in sewage and surface water, sewage treatment plants removal efficiency, and collective drug usage estimation. *Environ Int*. 36(1): 75-84.
- Postigo C., Sirtori C., Oller I., Malato S., Maldonado M.I., López de Alda M., Barceló D. (2011a). Photolytic and photocatalytic transformation of methadone in aqueous solutions under solar irradiation: kinetics, characterization of major intermediate products and toxicity evaluation. *Water Res*. 15;45(16): 4815-26.
- Postigo C., Sirtori C., Oller I., Malato S., Maldonado M.I., López de Alda M., Barceló D. (2011b). Photolytic and photocatalytic transformation of cocaine in aqueous solutions under solar irradiation: kinetics, characterization of major intermediate products and toxicity evaluation. *Appl Catal B Environ*. 104(1-2): 37-48.
- Radjenovic J., Jelic A., Petrovic M., Barceló D. (2009). Determination of pharmaceuticals in sewage sludge by pressurized liquid extraction (PLE) coupled to Liquid Chromatography-tandem Mass Spectrometry (LC-MS/MS). *Anal Bioanal Chem*;393(6-7): 1685-95.
- Rodríguez-Gil J.L., Catalá M., González Alonso S., Romo Maroto R., Valcárcel Y., Segura Y., Molina R., Melero J.A., Martínez F. (2010). Heterogeneous photo-Fenton treatment for de reduction of pharmaceutical contamination in Madrid rivers and ecotoxicological evaluation by miniaturized fern spores bioassay. *Chemosphere*. 80: 381-388.
- Terzić S., Senta I., Ahel M. (2010). Illicit drugs in wastewater of the city of Zagreb (Croatia) – estimation of drug abuse in a transition country. *Environ Pollut* 158(8): 2686-93.
- UNODC (United Nations Office on Drugs and Crime). World Drug Report 2008. Disponible en: www.unodc.org. Consultado en Enero 2013.
- Valcárcel Y., González Alonso S., Rodríguez-Gil J.L., Gil A., Catalá M. (2011). Detection of pharmaceutically active compounds in the rivers and tap water of the Madrid Region (Spain) and potential ecotoxicological risk. *Chemosphere*. 84: 1336-1348.
- Valcárcel Y., Martínez F., González Alonso S., Segura Y., Catalá M., Molina R., Montero-Rubio J.C., Mastroianni N., López de Alda M., Postigo C., Barceló D. (2012). Drugs of abuse in surface and tap waters of the Tagus River basin: Heterogeneous photo-Fenton process is effective in their degradation. *Environ Int*. 41: 35-43.
- Van Nuijs ALN., Pecceu B., Theunis L., Dubois N., Charlier C., Jorens PG., Bervoets L., Blust R., Neels H., Covaci A. (2009). Cocaine and metabolites in waste and surface water across Belgium. *Environ Pollut* 157(1): 123-9
- Vazquez-Roig P, Andreu V, Blasco C, Pico Y. (2010) SPE and LC-MS/MS determination of 14 illicit drugs in surface waters from the Natural Park of L'Albufera (Valencia, Spain). *Anal Bioanal Chem*; 397(7):2851-64.
- Zuccato E., Castiglioni S. (2009). Illicit drugs in the environment. *Phil. Trans. R. Soc. A* 367, 3965-3978.
- Zuccato E., Chiabrando C., Castiglioni S., Calamari D., Bagnati R., Schiarea S., Fanelli R. (2005). Cocaine in surface waters: a new evidence-based tool to monitor community drug abuse. *Environ. Health* 4, 14.
- Zuccato E., Chiabrando C., Castiglioni S., Bagnati R., Fanelli R. (2008). Estimating community drug abuse by wastewater analysis. *Environ Health Perspect* 116: 1027-32.

escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos

2013

Efectos de las canalizaciones artificiales en la conectividad de los sedimentos. El caso de una pequeña cuenca agrícola mediterránea

autor

Pere M. Miralles Villalonga

director

Dr. Joan Estrany Bertos (UIB)

Alcalá de Henares, 14 de junio de 2013



ÍNDICE

1. Resumen	101
2. Introducción	101
3. Métodos	102
3.1. Área de estudio	102
3.2. Estimación del Índice de Conectividad	104
3.3. Estimación del Índice de Conectividad de Campo (FIC)	105
4. Resultados	106
4.1. Distribución espacial de la conectividad	106
4.1.1. Escenario Sin Canales	106
4.1.2. Escenario Con Canalizaciones	108
4.2. El Índice de Conectividad de Campo (FIC)	108
5. Discusión	109
5.1. Efectos de las canalizaciones artificiales en la conectividad sedimentaria	109
5.2. Comparación del IC con los valores obtenidos en otros estudios	113
6. Conclusiones	114
7. Limitaciones del trabajo y prospectiva	114
7.1. Debilidades del modelo de conectividad	114
7.2. Potencial del modelo de conectividad	115
8. Bibliografía	115
9. Anejo	118

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores del factor C en las Islas Baleares	105
Tabla 2. Principales estadísticas de IC de los dos escenarios modelizados	106
Tabla 3. Valor de los subfactores del Índice de Conectividad de Campo (FIC)	109
Tabla 4. Comparación del Índice de Conectividad de Can Revull con tres cuencas alpinas (Cavalli et al., 2013) ..	113
Tabla 5. Comparación del Índice de Conectividad de Can Revull con otras cuencas	114

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la cuenca de Can Revull en la isla de Mallorca y la cuenca de Na Borges	103
Figura 2. Componentes aguas arriba (D_{up}) y aguas abajo (D_{dn}) del Índice de Conectividad	104
Figura 3. Esquema de la modelización del Índice de Conectividad (IC)	105
Figura 4. Box plot de la variabilidad del IC para los dos escenarios. El Rango Intercuartílico (RIC) = $Q_3 - Q_1$	106
Figura 5. Conectividad de los sedimentos del Escenario Sin Canalizaciones en la cuenca de Can Revull .	107
Figura 6. Conectividad de los sedimentos del Escenario Con Canalizaciones en la cuenca de Can Revull	107
Figura 7. Conectividad de los sedimentos alrededor de los canales según la dirección de flujo en una zona representativa de la cuenca de Can Revull. Las flechas en negro indican la dirección del flujo antes de llegar a las canalizaciones mientras que las flechas rojas representan la dirección de flujo una vez rebasados los canales.	108
Figura 8. Relación entre los índices FIC e IC en la cuenca de Can Revull	109
Figura 9. Nivel de conectividad en función de las tasas de erosión y deposición y de la localización respecto al canal	110
Figura 10. Posición de los canales artificiales respecto al ESC. Se observa que las canalizaciones no siguen la red de drenaje natural de la cuenca, sino que se sitúan a una cota topográficamente superior, creando llanuras de inundación artificiales	110
Figura 11. Área de cuenca efectiva de Can Revull según la magnitud y la frecuencia de las crecidas fluviales. El caso A pertenece a un evento de baja magnitud y elevada frecuencia, mientras que los casos subsiguientes muestran incremento de magnitud y descenso de la frecuencia	111
Figura 12. Índice de Conectividad en base a la frecuencia y magnitud de las crecidas fluviales en la cuenca de Can Revull. Todos aquellos eventos capaces de conectar todas las zonas con IC ffl -2 serán los más eficientes en transporte de sedimentos (zonas en amarillo y verde)	112
Figura 13. Conectividad en función de diversos parámetros morfométricos: densidad de los canales (A), su localización (B) y forma de la cuenca (C)	113
Figura 14. Modelo Digital de Pendientes de la cuenca de Can Revull	118
Figura 15. Modelo Digital de Direcciones de flujo de la cuenca de Can Revull	119
Figura 16. Modelo Digital de Acumulaciones de flujo de la cuenca de Can Revull	120
Figura 17. Ortofotografía aérea de la cuenca de Can Revull ..	121
Figura 18. Usos del suelo de la cuenca de Can Revull	122



INDICE DE ABREVIATURAS

IC: Índice de Conectividad

FIC: Índice de Conectividad de Campo

ESC: Escenario Sin Canales

ECC: Escenario Con Canales

MDE: Modelo Digital de Elevaciones

SDR: *Sediment Delivery Ratio*

HSDR: *Hillslope Sediment Delivery Ratio*



1. RESUMEN

La conectividad sedimentaria es un concepto reciente utilizado para mejorar el entendimiento de las dinámicas y procesos sedimentarios en las cuencas de drenaje. Las prácticas de conservación del suelo (terrazas, albarradas y sistemas de drenaje artificiales) provocan un cambio en el comportamiento hidrosedimentario de las cuencas de drenaje. En este estudio se han evaluado los efectos de las canalizaciones artificiales en la conectividad de los sedimentos ladera-canal en una pequeña cuenca agrícola mediterránea mediante modelización SIG. Para ello, se han modelizado dos escenarios diferentes; un primer escenario donde se ha calculado la conectividad sin tener en cuenta las canalizaciones artificiales y un segundo escenario donde se introducen las canalizaciones artificiales de la cuenca. Los resultados de este modelo numérico se han comparados con los valores del balance integrado de sedimentos elaborado en esta misma cuenca. Los resultados indican que la introducción de canalizaciones artificiales ha incrementado la conectividad en dos órdenes de magnitud, debido a que los sedimentos deben recorrer una menor distancia. Las proximidades de las canalizaciones son las zonas que presentan un mayor incremento de la conectividad, aunque se maximiza en las zonas donde el flujo perpendicularmente hacia estas estructuras y se minimiza cuando el flujo se hace paralelo o inverso. Este patrón de conectividad se debe a la localización por encima de la cota topográfica de los canales artificiales respecto a la red de drenaje natural, provocando una doble conexión (i.e., ladera-canal y canal-llanura de inundación) que depende de la magnitud de las crecidas. Así, el incremento de la conectividad favorecido por las canalizaciones artificiales no es opuesto a las bajas exportaciones de sedimentos en la estación de aforo, sino que reflejan los procesos de dispersión en las llanuras de inundación. Además, el efecto de la conectividad de los sedimentos también depende de la densidad de los canales, su posición dentro de la cuenca y de la propia forma de la cuenca. Por otro lado, se ha establecido una primera aproximación de la variación de las áreas de contribución efectiva de una cuenca a través del IC, determinando la magnitud de los eventos más eficientes para el transporte de sedimentos entre las laderas y los canales.

2. INTRODUCCIÓN

La geomorfología, el estudio de las formas terrestres y sus procesos formativos, es una disciplina científica multidisciplinar fuertemente asociada con las ciencias geográficas y geológicas (Shroder, 2013). La cuantificación de flujos de sedimentos en suspensión de las cuencas de drenaje es una de las finalidades de la geomorfología teniendo implicaciones importantes en el estudio de la calidad del agua, los ecosistemas acuáticos, la gestión de recursos hídricos, la sostenibilidad de la agricultura y la comprensión de la evolución temporal de los paisajes (Pelletier, 2012). Uno de los principales factores que ha inducido a la investigación del transporte de sedimentos es el debilitamiento de los ecosistemas fruto de la erosión y degradación del suelo (Pimentel et al., 1993 y Lal, 2001). En este sentido, los flujos de sedimentos en suspensión se han visto fuertemente alterados debido a las actividades e impactos derivados del hombre (Davis, 2009). Concretamente, la cuenca Mediterránea es una de las regiones más alteradas por los impactos de origen huma-

no; siendo los mayores efectos aquellos producidos por deforestación (tanto para la obtención de materias primas como por los efectos de los incendios), cambios en los usos del suelo, prácticas de conservación de los suelos, canalizaciones de los ríos y construcción de presas de diferentes tamaños (Hooke, 2006).

Aunque existe relación entre la intensidad de los procesos de erosión y la exportación de sedimentos en las cuencas de drenaje, solamente una fracción del sedimento erosionado consigue ser exportado fuera de éstas (Fryirs, 2013). La fracción de sedimentos erosionados en una cuenca determinada y que acaba siendo exportada se definió como *Sediment Delivery Ratio* (SDR), parámetro que se ha utilizado para estimar la generación de sedimentos en suspensión de las cuencas de drenaje (De Vente et al., 2007). Sin embargo, el SDR presenta limitaciones destacadas en la vinculación de los procesos internos de las cuencas y la exportación de sedimentos (Walling, 1983). Por ello, el balance integrado de sedimentos es una de las herramientas que permite caracterizar y evaluar las áreas de generación de sedimentos, el almacenamiento, las tasas de transporte y la eficiencia en la exportación de sedimentos (Reid y Trustrum, 2002; Slaymaker, 2006). Todo ello, ha incrementado la comprensión de las dinámicas de erosión y deposición entre los diferentes compartimentos de las cuencas de drenaje.

Actualmente, aunque se ha alcanzado un entendimiento substancial del comportamiento de la generación y exportación de sedimentos, además de existir métodos para su modelización, se constatan incertidumbres en la vinculación de estos procesos entre los compartimentos de las cuencas y en su variabilidad tanto espacial como temporal (Fryirs, 2013). En este sentido, recientemente se ha producido un incremento significativo de estudios relacionados con la conectividad hidrológica, definida como la capacidad de transferencia de agua entre compartimentos de las cuencas de drenaje (Wainwright, 2009; Pascual et al., 2010; Bracken et al., 2013). Paralelamente, también se han incrementado las investigaciones relacionadas con la conectividad de sedimentos, concepto utilizado para mejorar el entendimiento de las dinámicas y procesos sedimentarios en las cuencas de drenaje (Brierley et al., 2006; Gumiere et al., 2011). La conectividad sedimentaria se define como el potencial que contiene una partícula de sedimento de ser transportada entre los diferentes compartimentos de una cuenca de drenaje (Heckmann et al., 2009). Se pueden definir tres clases de conectividad sedimentaria: lateral, longitudinal y vertical (Fryirs et al., 2007). Se entiende como conectividad lateral al nivel de conexión entre las laderas y los canales y también entre las llanuras de inundación y los canales. La conectividad longitudinal hace referencia a la conexión dentro de los canales, mientras que la vertical es la que vincula las interacciones de los sedimentos superficiales y subsuperficiales. La variación espacial de la conectividad de los sedimentos depende de la climatología (régimen de precipitaciones, condiciones antecedentes e intensidad de la precipitación), la topografía (área que drena aguas arriba, distancia hasta los canales, pendiente), las características de los sedimentos y las estructuras geomorfológicas y antropogénicas (Vigiak et al., 2012). En todo caso, los factores que controlan la conectividad sedimentaria son distintos entre conectividad ladera-canal, llanura de inundación-canal y conectividad longitudinal (Fryirs, 2013). En el primer caso, el grado de conexión está determinado por factores como la pendiente del terreno y la cobertura vegetal, mientras que la conexión entre los canales



y las llanuras de inundación dependería de la frecuencia de los eventos donde el caudal sobrepasa la capacidad del río. Por el contrario, los factores relacionados con las condiciones hidráulicas e hidrológicas de los canales serán los que determinen su capacidad para transferir los sedimentos a lo largo del río (i.e., rugosidad del lecho, regularidad del flujo, presencia de presas, presencia de barras, cantidad de materia orgánica particulada gruesa) (Hooke, 2003).

Paralelamente, también han aumentado los estudios que analizan el efecto de las actividades humanas en la conectividad sedimentaria (i.e., Hooke, 2006; Callow y Smettem, 2009), la cual puede cambiar drásticamente como consecuencia de alteraciones antrópicas en el medio (Cabezas et al., 2009). El cambio de usos –de vegetación natural a cultivos– puede incrementar las tasas de erosión del suelo en un orden de magnitud (Walling et al., 1999; Morgan, 2005) además de incrementar la conectividad de los sedimentos de las laderas con los canales principales (Harvey, 2001 y 2002). La deforestación, los cambios de usos del suelo o los incendios forestales son ejemplos de acciones que pueden aumentar significativamente el nivel de conectividad sedimentaria, mientras que la disminución de los niveles freáticos y la construcción de presas y azudes pueden provocar una disminución de ésta. Asimismo, el incremento de la pavimentación de caminos rurales provoca una disminución de la conectividad de los sedimentos entre las laderas y los canales (Latocha, 2013). Por ende, las prácticas de conservación de los suelos (construcción de terrazas, drenajes superficiales y subsuperficiales) modifican los procesos de escorrentía y transporte de sedimentos, cambiando la conectividad (Gumiere et al., 2011). En regiones mediterráneas, la construcción de estructuras hidráulicas de retención del suelo en zonas abruptas –terrazas y albarradas– y de sistemas de drenaje subsuperficial en zonas llanas –albañales–, ha provocado la modificación del comportamiento hidrosedimentario de las cuencas de drenaje (Petanidou et al., 2008; Gumiere et al., 2011). De este modo, más del 80% de las cuencas agrícolas presentan tanto canalizaciones superficiales como sistemas de drenaje subsuperficiales, construidas con el fin de evacuar el exceso de agua de los suelos, el cual impediría el adecuado crecimiento de los cultivos (Blann et al., 2009). Ahora bien, los canales artificiales aceleran los flujos naturales e incrementan su poder erosivo (Gumiere et al., 2011). En general, presentan una rugosidad mucho menor a la red de drenaje natural, causando una mayor velocidad media del flujo y, por tanto, una mayor capacidad para el transporte de sedimentos (Ricks, 1995). Sin embargo, la capacidad para el transporte de sedimentos de los canales dependerá de la magnitud de los eventos fluviales. Así, crecidas moderadas pueden provocar predominio de sedimentación dentro de los canales, mientras que crecidas de gran magnitud pueden provocar el efecto contrario.

Can Revull es una pequeña cuenca agrícola mediterránea de la isla de Mallorca modificada por terrazas y albarradas en las zonas abruptas y por canalizaciones artificiales y sistemas de drenaje subsuperficiales en las zonas llanas. Se trata de una cuenca representativa que permite analizar el impacto de estas estructuras en las dinámicas y procesos hidrosedimentarios. Con este trasfondo, el análisis de la conectividad puede dilucidar una mejora en la comprensión de estas dinámicas y procesos. Cabe considerar que el estudio de la conectividad se ha desarrollado a través de diferentes métodos (Cavalli et

al., 2013): la observación de campo (Harvey, 2001), el análisis de fotografías aéreas (Fryirs et al., 2007) y la monitorización continua de los flujos de sedimento combinada con el uso de radioisótopos (Walling y Collins, 2000). Recientemente se ha estudiado la conectividad de los sedimentos entre las laderas y los canales desarrollando modelos numéricos elaborados con Sistemas de Información Geográfica (SIG) y calibrados con trabajo de campo (Fryirs et al., 2007; Borselli et al., 2008; Heckmann et al., 2009; Theler et al., 2010; Fuller y Marden, 2011; Heckmann y Schwanghart, 2013). En este sentido, el Índice de Conectividad (en adelante IC) desarrollado por Borselli et al. (2008) presenta ventajas considerables en la definición de los procesos de movilización y transferencia de los sedimentos entre las laderas y los canales (López-Vicente et al., 2013).

Este estudio pretende evaluar los efectos que produce la construcción de las canalizaciones artificiales en la conectividad de los sedimentos ladera-canal (lateral) en la cuenca de Can Revull. Para ello se ha utilizado el IC propuesto por Borselli et al. (2008) mediante la utilización de un SIG. Para evaluar los efectos de las canalizaciones en el transporte de sedimentos se han modelizado dos escenarios diferentes; un primer escenario donde se ha calculado el IC de la cuenca sin tener en cuenta estas estructuras y un segundo escenario donde se introducen las canalizaciones artificiales existentes en la cuenca. Los resultados de este modelo numérico serán comparados con los valores del balance integrado de sedimentos elaborado en esta misma cuenca (Estrany et al., 2012).

3. MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca de Can Revull drena un área de 1,33 km² (hasta una estación de aforos) y se localiza en la parte alta de la cuenca de na Borges (Estrany, 2009), cuenca agrícola situada en el noreste de la isla de Mallorca (figura 1). Tiene una altura máxima de 141,3 m.s.n.m. en su región occidental y una mínima de 72,8 m.s.n.m. en la estación de aforos. Se trata de una cuenca relativamente llana con una pendiente media del 4,57% (con valores que oscilan entre el 0,01% y el 42,50%). En cuanto a su geología, se ubica en los suaves relieves alpinos de las Serres Centrals de Mallorca y está compuesta por materiales burdigalienses (margas, areniscas y conglomerados) y cuaternarios (limos y arcillas), que se encuentran discordantes sobre materiales cretácicos (margas blandas y margocalizas) (IGME, 1991).

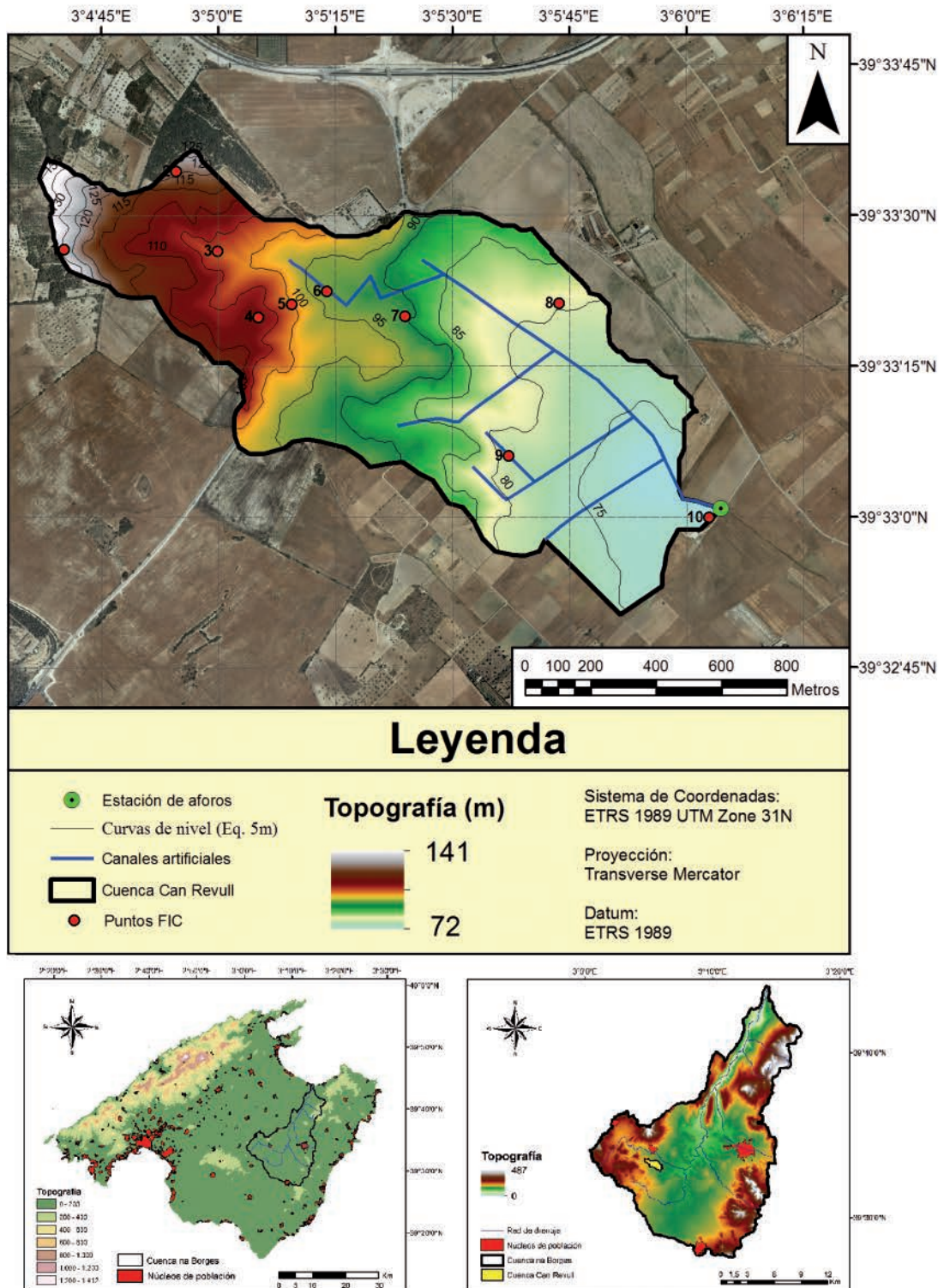
El clima se clasifica como Mediterráneo Semiárido (Thornthwaite, 1948), con una temperatura media anual de 16,6 °C y una precipitación media anual de 517 mm (datos de la estación meteorológica de la AEMET de Boscanou, situada a 1,5 km de la cuenca de Can Revull, en el período 1973 - 2006). El mes más lluvioso es octubre con una precipitación media mensual de 69 mm, mientras que el más seco es julio con una precipitación media de 13 mm. La característica más importante de las precipitaciones es su carácter torrencial, sobre todo durante finales de verano y otoño, cuando las precipitaciones diarias pueden superar los 100 mm. La evapotranspiración potencial media es de 1.010 mm, estimada con el método de Thornthwaite (Estrany et al., 2010).



El régimen fluvial es intermitente, presentando caudal base desde noviembre-diciembre hasta marzo-abril. El caudal medio durante el periodo 2004-2007 fue alrededor de $5,6 \text{ l s}^{-1}$ y el coeficiente de escorrentía anual del 24,8%, debido a la elevada capacidad de campo del suelo y al drenaje subsuperficial asistido. En este mismo período de tiempo, la concentración

de sedimentos en suspensión media fue de $8,75 \text{ mg l}^{-1}$ (con un máximo de $4,099 \text{ mg l}^{-1}$) y la exportación total de sedimentos fue de 28.819 kg ($2,044 \text{ kg año}^{-1} \text{ km}^{-2}$). Estos valores hidrosedimentarios son representativos a medio y largo plazo considerando que la precipitación media anual durante el periodo de estudio 2004-2007 fue de 550 mm .

Figura 1. Localización de la cuenca de Can Revull en la isla de Mallorca y la cuenca de Na Borges





Los suelos de la cuenca son constituidos por Entisols en la cabecera de la cuenca y por Alfisols en las zonas más llanas (Estrany, 2010). En estos territorios más planos, los suelos se encuentran muy desarrollados y se caracterizan por tener una elevada capacidad de campo y una textura franco-arcillosa (Díaz Palmer et al., 2006). Los suelos, juntamente con la topografía llana y cóncava de la cuenca y unos otoños e inviernos muy húmedos, son los principales factores que generan la necesidad de construir una red artificial sub-superficial (que ocupa alrededor del 75% de la cuenca) que desemboca en otra red de canales artificiales (Estrany et al., 2010). Esta red subsuperficial facilita el drenaje de las áreas topográficamente más llanas hasta los canales artificiales y supone un incremento de la conectividad hidrológica entre las aguas subsuperficiales y las superficiales. Además, en las zonas de mayor pendiente se han construido terrazas y albarradas con el objetivo de laminar las crecidas y disminuir las pérdidas de suelo por erosión (Grimalt & Rodríguez, 1997).

Los canales artificiales se localizan en la zona central y en la más deprimida de la cuenca, con una longitud total de 3,68 km siguiendo un patrón geométrico ortogonal (figura 1). Estos canales tienen como principal objetivo drenar el agua procedente de los drenajes subsuperficiales con el fin de evitar la sobresaturación durante las estaciones húmedas del año. Los canales presentan una sección regular de aproximadamente 1 metro de altura y anchura, con los márgenes provistos de muros construidos con la técnica de piedra en seco.

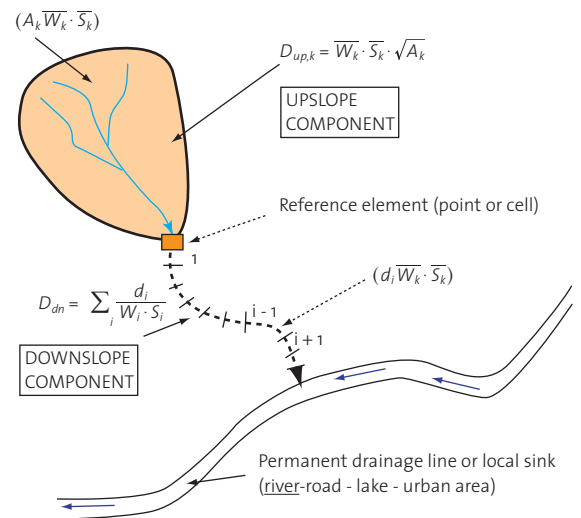
La agricultura de secano es el uso del suelo dominante ya que ocupa el 97,3% de la cuenca. El 94,5% de los usos agrícolas se corresponde con cultivos herbáceos de secano (cereales como trigo y avena), mientras que los cultivos arbóreos (almendros) son minoritarios (2,8%) y solo se localizan en las zonas con una pendiente mayor. El resto del suelo es ocupado por masas forestales (*Quercus ilex* y *Pinus halepensis*) y matorrales (*Oleo-Ceratanion*).

3.2. ESTIMACIÓN DEL ÍNDICE DE CONECTIVIDAD

Para el cálculo de la conectividad sedimentaria se ha utilizado el IC de sedimentos entre las laderas y los canales mediante el uso de datos digitales compilados, gestionados y modelizados con un SIG (Borselli et al., 2008). El IC se calcula a través de un algoritmo que representa la conectividad potencial entre los sedimentos erosionados de las laderas y la red fluvial, calculando la posibilidad de que una partícula pueda llegar al río o canal más cercano mediante datos digitales (figura 2). El valor de cada celda (k) dependerá de las características del área de drenaje ($D_{up,k}$) y la distancia que una partícula debe recorrer hasta llegar al canal principal (D_{dn}):

$$IC_k = \log_{10} \left(\frac{D_{up,k}}{D_{dn,k}} \right) = \log_{10} \left(\frac{\overline{W}_k \cdot \overline{S}_k \cdot \sqrt{A_k}}{\sum_{i=k,n_k} \frac{d_i}{W_i \cdot S_i}} \right) \quad (1)$$

Figura 2. Componentes aguas arriba (D_{up}) y aguas abajo (D_{dn}) del Índice de Conectividad



Fuente: Borselli et al. (2008).

La componente aguas arriba (D_{up}) refleja el potencial que tiene el sedimento para desplazarse aguas abajo, es decir, el potencial del área que drena a una celda para generar escorrentía superficial. Es estimada de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$D_{up,k} = \overline{W}_k \cdot \overline{S}_k \cdot \sqrt{A_k} \quad (2)$$

donde \overline{W}_k es el grado de impedancia que tiene cada celda aguas arriba para generar escorrentía y flujos de sedimentos debido a las propiedades de los diferentes usos del suelo (adimensional), \overline{S}_k es el promedio de la pendiente aguas arriba de la celda (en $m \cdot m^{-1}$) y A_k es el área que drena hacia la celda aguas arriba (m^2).

La componente aguas abajo (D_{dn}) expresa la suma de las distancias (establecidas por segmentos) que una partícula debe recorrer para llegar al canal más cercano, donde d_i es la distancia (m) entre la celda i y el canal aguas abajo, W_i muestra la impedancia de la celda y S_i su pendiente promedio ($m \cdot m^{-1}$):

$$D_{dn,k} = \sum_{i=k,n_k} \frac{d_i}{W_i \cdot S_i} \quad (3)$$

El valor del IC se establece en un rango comprendido entre $-\infty$ y $+\infty$ y la conectividad se hace mayor hacia $+\infty$. En este caso vamos a considerar el IC como un valor promedio anual, aunque se debe tener en cuenta que el grado de conectividad sedimentaria va a depender también de la cantidad de precipitación, de su intensidad, de las condiciones antecedentes del suelo y de las diferentes etapas de labranza (Vigiak et al., 2012).

Los factores de ponderación del IC son la pendiente (S) y los usos del suelo (W). Los valores de pendiente inferiores a 0,5% han sido reemplazados por el valor de 0,005 $m \cdot m^{-1}$ con el objetivo de evitar valores infinitos en la ecuación. Para calcular el nivel de impedancia del terreno (W) se ha utilizado el factor-C de los modelos USLE (USDA, 1976) y RUSLE (Renard et al., 1997), que determina las propiedades de los diferentes usos del suelo en términos de suelo erosionado. El valor del factor-C es directamente proporcional al riesgo de erosión, es decir, presenta



valores altos cuanto más riesgo de erosión existe mientras que su valor tiende a 0 cuando el suelo se encuentra totalmente protegido (Renard et al., 1997). La tabla 1 muestra los valores del factor-C para los usos del suelo de la cuenca de Can Revull (Tragsa, 1986).

Tabla 1. Valores del factor C en las Islas Baleares

Uso del suelo	factor-C
Secano herbáceo	0,380
Secano arbóreo	0,480
Bosque denso (>50%)	0,001
Arbolado claro (<50%)	0,002
Matorral	0,038

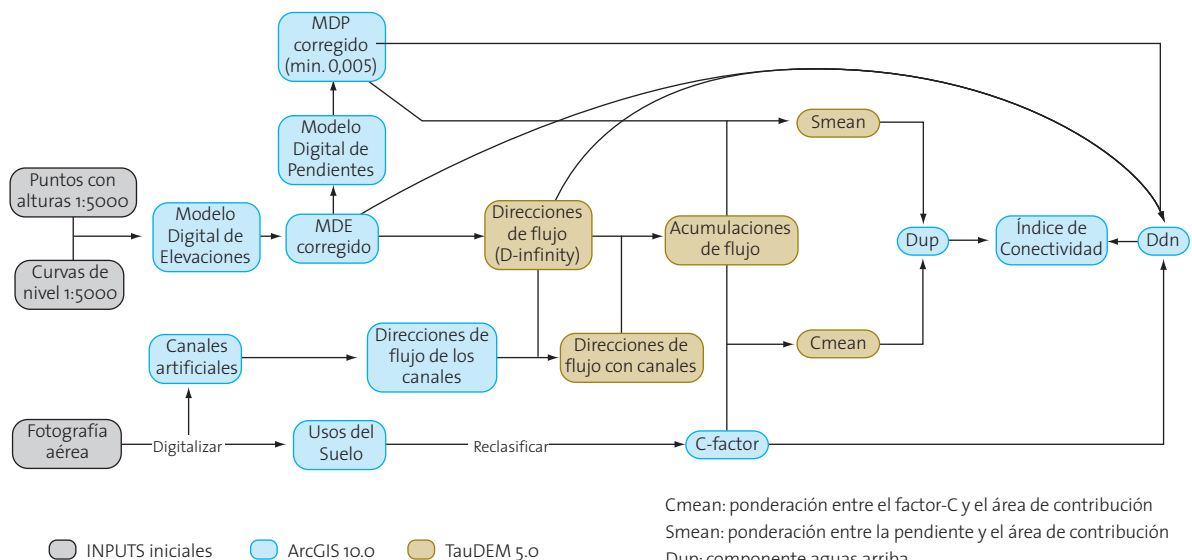
Para el cálculo del área que drena hacia una celda aguas arriba, no se ha utilizado el algoritmo de dirección de flujo simple (limitado a 8 posibles direcciones de flujo) usado en el modelo original del Índice de Conectividad (Borselli et al., 2008). En su lugar, se ha usado el algoritmo de dirección de flujo múltiple (Tarboton, 1997), el cual permite obtener infinitas posibles direcciones de flujo a través de la herramienta TauDEM 5.0. Este último ofrece varias ventajas respecto al primero (Cavalli et al., 2013). En primer lugar, permite obtener flujos de sedimentos mucho más realistas lo que permite establecer un patrón más representativo de la conectividad (Cavalli et al., 2013). Además, la anchura de los canales de las laderas es más objetiva en el algoritmo D-infinity que en el algoritmo simple, ya que no limita las dimensiones de los canales a una única celda. En el modelo de conectividad original (Borselli et al., 2008) se establecía un umbral en el número de celdas, a partir del cual éstas adquirirían la condición de canal permanente (aquellas celdas donde deben llegar los sedimentos). En su lugar, a partir de ortofotografía aérea y trabajo de campo, se han digitalizado los canales artificiales de la cuenca de modo que desempeñarán la función de canal permanente.

La implementación del modelo de conectividad (figura 3) se ha realizado utilizando ArcGIS 10.0 (ESRI, 2011). Los datos iniciales que se han utilizado para el cálculo del Índice de Conectividad son la ortofotografía aérea (SITIBSA a), las curvas de nivel con equidistancia 5 m y los datos puntuales que contienen información altimétrica del Mapa Topográfico de las Illes Balears 1:5.000 del año 2010 (SITIBSA b). A partir de estos datos se ha realizado un Modelo Digital de Elevaciones (en adelante MDE) con un tamaño de celda de 1 m². Las celdas posteriormente han sido corregidas para conseguir una continuidad hidrológica a lo largo de toda la cuenca (Cavalli et al., 2013). A partir del MDE se ha realizado un Modelo Digital de Pendientes (figura 1 del apéndice), de direcciones (figura 2 del apéndice) y de acumulaciones de flujo (figura 3 del apéndice). Utilizando la ortofotografía aérea (figura 4 del apéndice) y el trabajo de campo se han digitalizado los usos del suelo y los canales artificiales. Finalmente se han reclasificado los usos del suelo a los valores del C-Factor (figura 5 del apéndice) y se ha obtenido el IC aplicando el algoritmo de la ecuación (1). En la modelización del IC, tanto las direcciones como las acumulaciones de flujo y su distancia a los canales se han elaborado con la herramienta TauDEM 5.0 (Tarboton, 1997).

3.3. ESTIMACIÓN DEL ÍNDICE DE CONECTIVIDAD DE CAMPO (FIC)

Se ha utilizado el Índice de Conectividad de campo (*Field Connectivity Index*, FIC en adelante) con el objetivo de contrastar y evaluar los resultados IC. Se trata de un índice cuya conceptualización es la misma que el IC; definir el término de conectividad en base a una componente aguas arriba (*Su*) y otra aguas abajo (*Sd*) (Borselli et al., 2008), teniendo en cuenta las evidencias tanto de generación de sedimentos como de deposición en ambos casos. Sus valores varían entre 0 (nula conectividad) y 100 (conectividad máxima). Cada una de estas dos componentes está formada por una serie de subfactores basados en su contribución a la conectividad:

Figura 3. Esquema de la modelización del Índice de Conectividad (IC)





$$FIC = \frac{Su + Sd}{2} \quad (4)$$

$$FIC = \frac{(Au + Bu + W_u \cdot Cu_1 + (1 - W_u) \cdot Cu_2) + (Ad + Bd + Cd + W_d \cdot Dd_1 + (1 - W_d) \cdot Dd_2)}{2} \quad (5)$$

Los subfactores del IC de campo se basan en el área de contribución aguas arriba (Au), la distancia hasta el canal más cercano (Ad), la presencia de patrones de sedimentación tanto aguas arriba (Bu) como aguas abajo (Bd), la presencia y amplitud de vegetación a lo largo de la dirección de flujo hasta los canales (Cd), la oposición o resistencia a los flujos de escorrentía provocada por la rugosidad de la superficie (Cu_1 y Cd_1), el promedio de la cobertura vegetal (Cu_2), el promedio de vegetación a ras del suelo (Dd_2), y la proporción de tierras de cultivo tanto aguas arriba como aguas abajo (W_u y W_d). La presencia de deposición y vegetación se han calculado a partir de trabajo de campo, mientras que las otras variables se han computado con la ayuda de un SIG. Igualmente, se ha utilizado el valor de pendiente medio en las variables Cu_1 y Cd_1 en lugar del coeficiente de rugosidad.

El FIC se ha calculado en 10 localizaciones repartidas a lo largo de la cuenca de Can Revull (figura 1) con el objetivo de calibrar *in situ* los resultados del IC. Se trata de puntos de muestreo de los valores más representativos de conectividad, una vez realizada la modelización del IC.

4. RESULTADOS

Se ha modelizado la conectividad de los sedimentos de las laderas de la cuenca de Can Revull considerando un escenario teórico sin la existencia de canalizaciones artificiales (Escenario Sin Canalizaciones, ESC en adelante), donde se computa la conexión entre los sedimentos y la salida de la cuenca y otro escenario con la presencia de canales artificiales para el que se calcula la conectividad entre las laderas y estas estructuras (Escenario Con Canalizaciones, ECC en adelante).

Tabla 2. Principales estadísticas de IC de los dos escenarios modelizados

Escenario	IC Mínimo	IC Máximo	IC Promedio	Desviación estándar
ESC	-6,760	3,910	-2,680	0,514
ECC	-5,077	3,714	-0,730	0,674

ESC: Escenario Sin Canalizaciones.

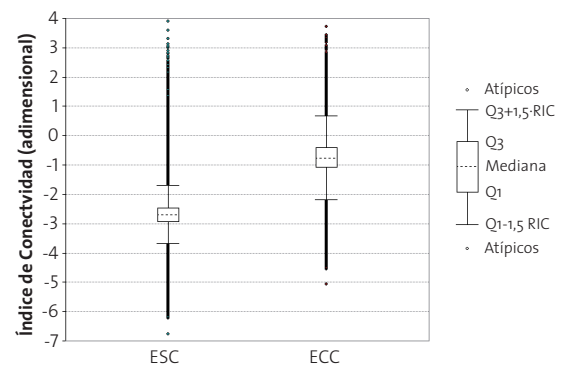
ECC: Escenario Con Canalizaciones.

Los mayores valores de IC se corresponden al ECC, incremento estimado en dos órdenes de magnitud respecto al ESC (tabla 2). Así, la conectividad media del ESC es de -2,7 mientras que para el ECC asciende a -0,7. Este incremento se debe al hecho que al introducir canales artificiales en la cuenca, el recorrido que deben realizar los sedimentos es menor, aumentando así sus posibilidades de llegar al final de la cuenca en condiciones hidráulicas más favorables. En ambos casos, los valores máximos de conectividad son muy parecidos (entre 3,7 y 3,9). En cambio, el valor mínimo del ESC es significativamente menor al valor mínimo del ECC, ya

que los sedimentos de las zonas más alejadas de la cuenca necesitarían recorrer una mayor distancia hasta llegar al final de la cuenca. La mayor desviación estándar del ECC indica una mayor variabilidad de la conectividad fruto de la introducción de las canalizaciones.

Los valores del IC para los dos escenarios presentan un patrón de distribución normal, aunque en el ESC esta distribución es mucho más asimétrica (figura 4). El recorrido intercuartílico (RIC) tanto del ESC (de -2,9 a -2,4) como del ECC (-1,1 a -0,4) es muy estrecho, indicando que la mayor parte de la cuenca presenta conectividades en ese orden de magnitud. Aún así, destaca la elevada presencia de valores atípicos en ambos escenarios. Los valores atípicos por encima del bigote superior (aquellos que presentan los mayores valores de IC) representan aquellas zonas cercanas a los canales artificiales. Por su parte, los valores atípicos localizados por debajo del bigote inferior constituyen las zonas más alejadas y con más impedancia para el transporte de sedimentos.

Figura 4. Box plot de la variabilidad del IC para los dos escenarios. El Rango Intercuartílico (RIC) = $Q_3 - Q_1$



4.1. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA CONECTIVIDAD

4.1.1. ESCENARIO SIN CANALES

Los mayores valores de conectividad sedimentaria del ESC se localizan en la zona más próxima a la estación de aforos, debido al menor recorrido hipotético que deberían realizar estos sedimentos hasta la estación (figura 5). Igualmente, se encuentran elevados valores de conectividad en la red de drenaje natural porque son las zonas que cuentan con una mayor área de contribución aguas arriba para generar escorrentía. En cambio, debido a la importante cobertura vegetal y, aunque no hayan sido computadas en el modelo, también a las prácticas de conservación del suelo, se observa un IC menor en las zonas de cabecera de la cuenca. Asimismo, también se encuentran bajos valores de IC en las partes más deprimidas de la cuenca, al contener las zonas de menor clinometría.



Figura 5. Conectividad de los sedimentos del Escenario Sin Canalizaciones en la cuenca de Can Revull

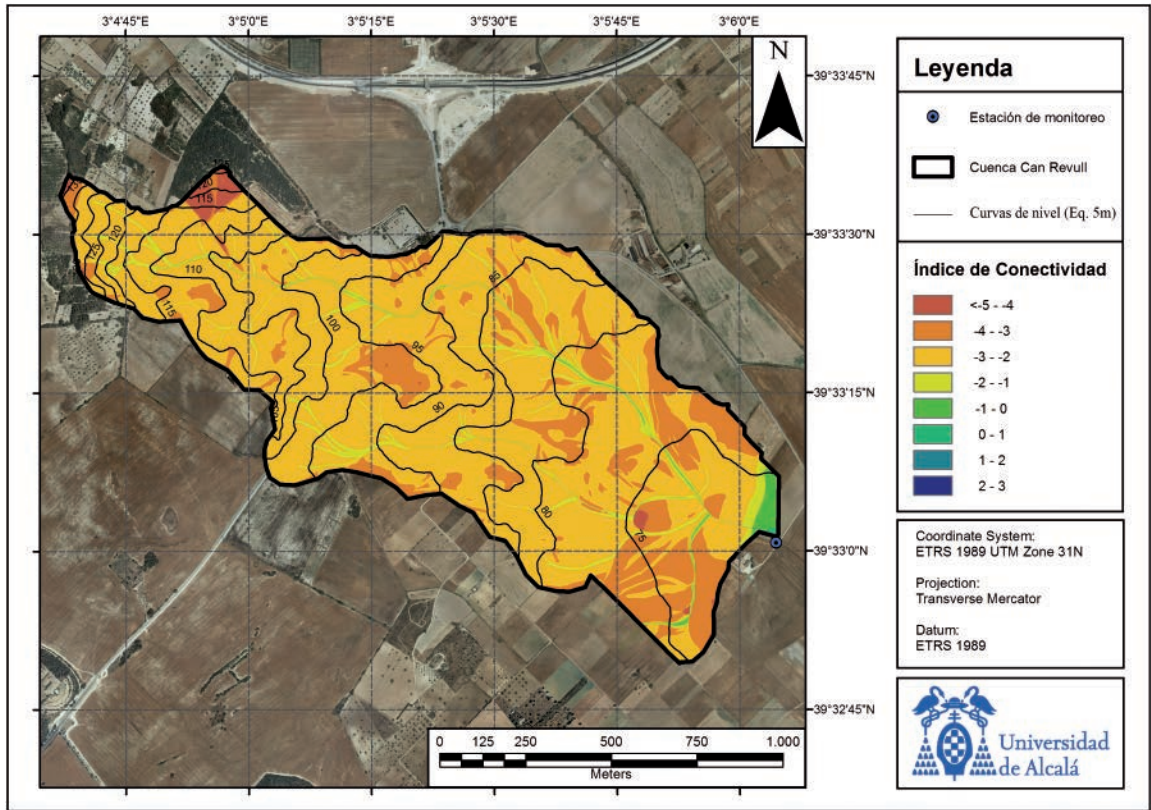
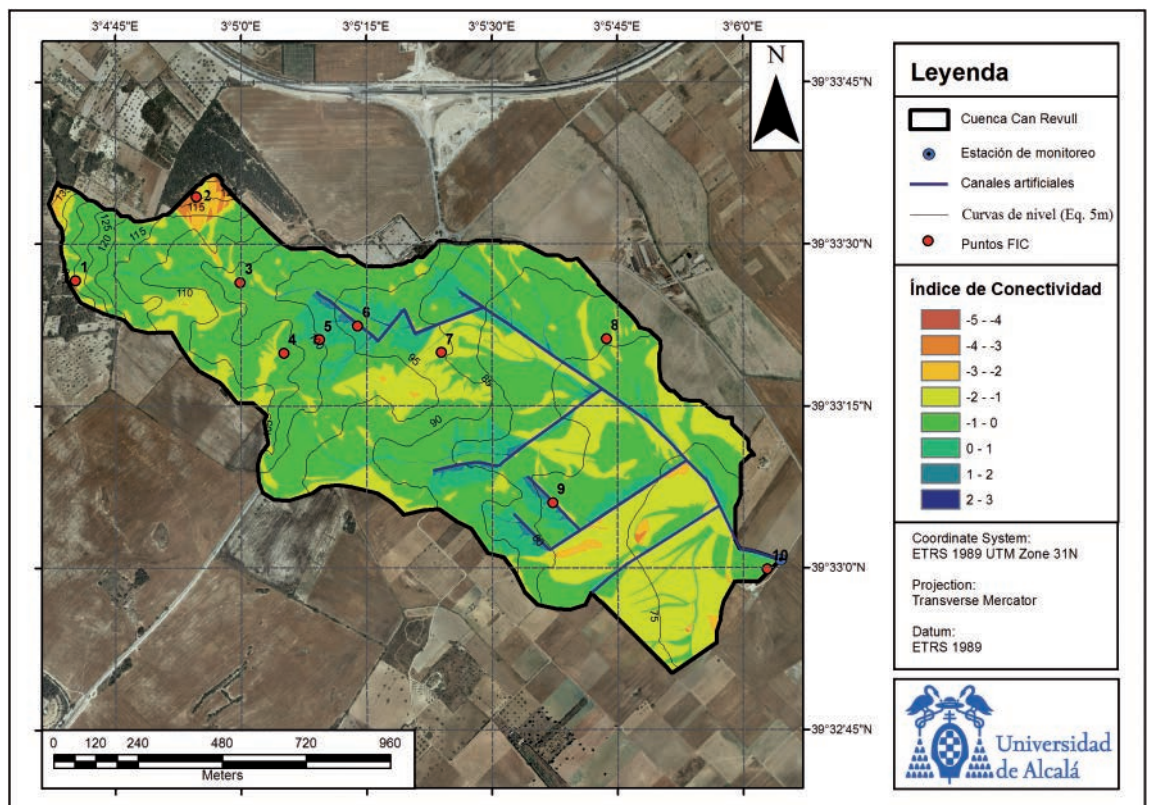


Figura 6. Conectividad de los sedimentos del Escenario Con Canalizaciones en la cuenca de Can Revull





4.1.2. ESCENARIO CON CANALIZACIONES

El patrón espacial del IC del ECC es significativamente diferente al ESC. En este caso, los mayores valores de conectividad sedimentaria se localizan cerca de los canales, porque los sedimentos deben recorrer una menor distancia para llegar a ellos, además de contener una mayor área de contribución aguas arriba (figura 6). Sin embargo, la localización de los bajos niveles de conectividad es muy similar al ESC, con un mínimo en las zonas más elevadas de la cuenca, en las zonas con pendientes inferiores al 1% y en las zonas con predominio de vegetación forestal, donde el nivel de desconexión se hace máximo.

El ECC ha puesto de manifiesto que estas estructuras producen una mayor conectividad de los sedimentos de las laderas. Aún así, se puede observar como el incremento de la conectividad que producen los canales varía significativamente dependiendo de la posición del canal respecto a la dirección de los flujos de agua (figura 7). De esta manera, el aumento del nivel de conectividad que producen los canales es aproximadamente de tres órdenes de magnitud mayor en las zonas donde la dirección del flujo es perpendicular hacia éstos, tal y como indican las flechas negras en la figura 7. Por el contrario, este incremento es mucho menor –aproximadamente de un orden de magnitud superior– en aquellas zonas donde la dirección de los flujos de escorrentía se hace paralela o inversa a la de los canales (flechas rojas en la figura 7). Este fenómeno viene determinado por el hecho de

que las canalizaciones artificiales se sitúan topográficamente por encima de los talwegs naturales.

4.2. EL ÍNDICE DE CONECTIVIDAD DE CAMPO (FIC)

En este caso, el FIC presenta valores comprendidos entre 10,8 y 60,0, valores que se corresponden con un IC de -3,1 y 2,0 respectivamente. En general, los resultados de la modelización del IC presentan una correlación lineal positiva con el FIC, alcanzando un coeficiente r^2 significativo (0,84) (figura 8). La desviación de varios puntos respecto a los intervalos de confianza se debe a que en la modelización de IC no se contemplan las prácticas de conservación del suelo. Así, terrazas y albarradas sobrestiman el valor de IC en las zonas que presentan estas estructuras. Además, algunos subfactores del FIC como la distancia hasta los canales (Ad) o el área de contribución (Au) se diseñaron para cuencas de tamaño medio (i.e., 150 km²). Esto provoca que, al aplicarse estos mismos subfactores a una cuenca mucho más pequeña (i.e., Can Revull), sus valores sean homogéneos en todos los puntos estudiados (tabla 3).

Figura 7. Conectividad de los sedimentos alrededor de los canales según la dirección de flujo en una zona representativa de la cuenca de Can Revull. Las flechas en negro indican la dirección del flujo antes de llegar a las canalizaciones mientras que las flechas rojas representan la dirección de flujo una vez rebasados los canales.

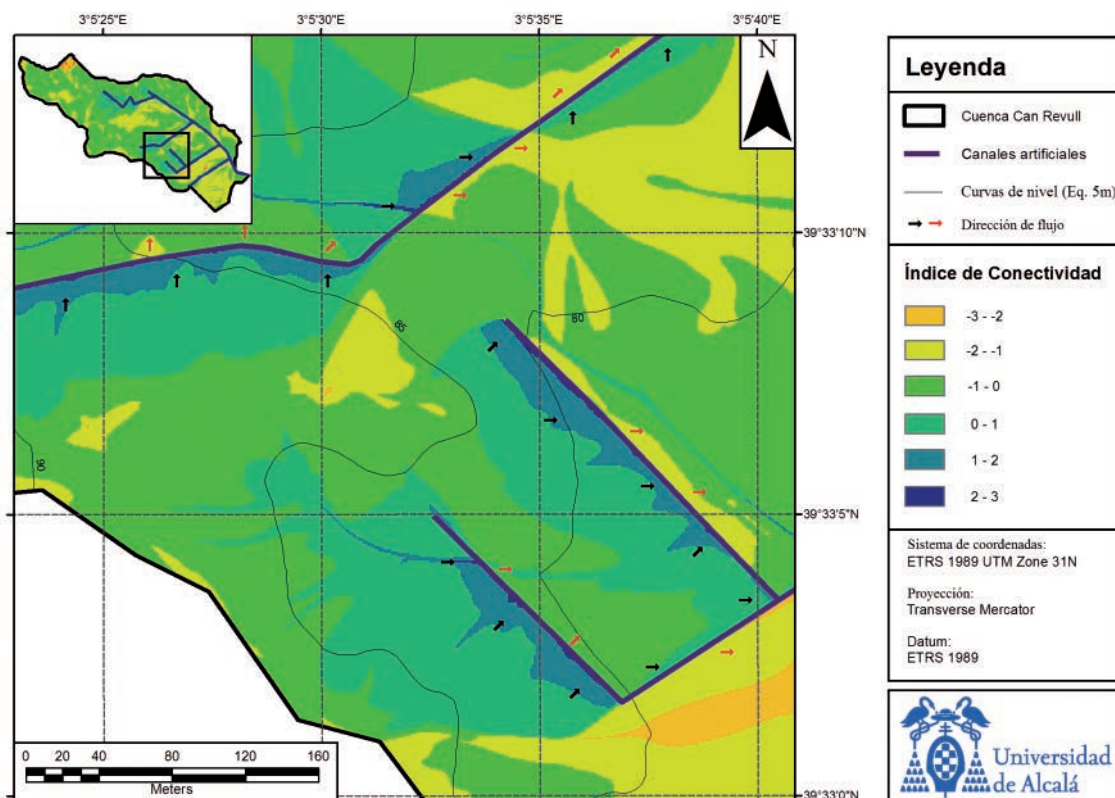
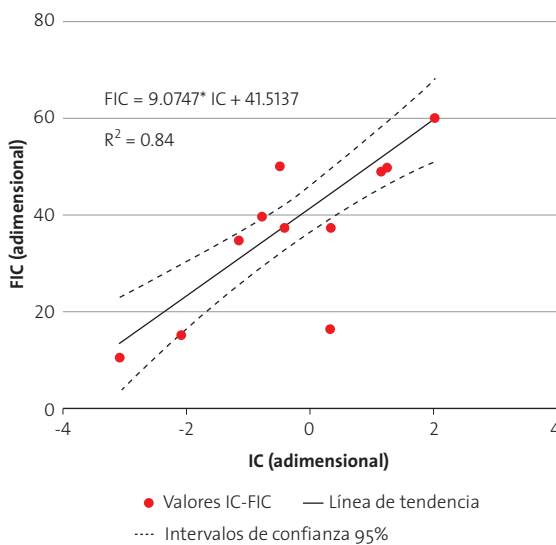




Figura 8. Relación entre los índices FIC e IC en la cuenca de Can Revull



5. DISCUSIÓN

5.1. EFECTOS DE LAS CANALIZACIONES ARTIFICIALES EN LA CONECTIVIDAD SEDIMENTARIA.

La transferencia de sedimentos desde las laderas hasta la red de drenaje es resultado de procesos espacio-temporales complejos. Los conceptos de conectividad y (des)conectividad permiten

analizar la forma en la que esta transferencia puede producirse a lo largo de los diferentes compartimentos de una cuenca. Así, las prácticas de conservación del suelo y otras estructuras antropogénicas pueden alterar significativamente la conectividad entre las áreas de generación de sedimentos y la red de drenaje. Entender en qué grado estas acciones aumentan o disminuyen la conectividad sedimentaria es fundamental para mejorar la gestión y la productividad de los suelos en cuencas agrícolas, además de mejorar la eficiencia de los modelos numéricos que simulan la generación, el transporte y la exportación de sedimentos en suspensión. En este aspecto, el IC propuesto por Borselli et al. (2008) resulta útil para calcular el grado de conexión ladera-canal en cuencas de drenaje y la influencia de las actividades antrópicas en estos procesos. De este modo, los resultados de este estudio revelan que la implementación de canalizaciones en Can Revull ha provocado un significativo aumento de la conectividad media de la cuenca, incremento que se estima en alrededor de dos órdenes de magnitud. La causa no es otra que la disminución de la distancia que deben recorrer los sedimentos hasta las celdas objetivo, en este caso los canales artificiales.

El desarrollo de modelos conceptuales de los sistemas naturales permite la detección y estructuración de los procesos dominantes que controlan el transporte de sedimentos, utilizando mediciones de campo y observaciones (Beven, 2001). Sin embargo, los modelos numéricos utilizados para simular el comportamiento de estos procesos no suelen basarse en este conocimiento. Por tanto, la ciencia debe progresar a través de la comparación no de teorías con datos, sino a partir de la comparación de modelos numéricos con modelos conceptuales (Klemes, 1986). El balance integrado de sedimentos es un modelo conceptual que analiza la generación, el transporte, el almacenamiento y la exportación

Tabla 3. Valor de los subfactores del Índice de Conectividad de Campo (FIC)

Puntos FIC	Subfactores aguas arriba					Subfactores aguas abajo						FIC	IC
	Au	Bu	W _u	Cu ₁	cu ₂	Au	Bd	Cd	W _d	Dd ₁	Dd ₂		
1	0	5	0,00	15	5	0	10	5	0,96	5	20	15,30	-2,10
2	0	0	0,00	10	0	0	10	5	0,89	5	20	10,83	-3,07
3	45	10	0,79	5	20	0	15	10	1,00	10	20	49,08	1,14
4	0	20	1,00	15	20	0	20	15	1,00	5	20	37,50	-0,42
5	0	20	1,00	10	20	0	20	10	1,00	15	20	37,50	0,33
6	0	15	1,00	15	20	30	20	5	1,00	15	20	50,00	1,24
7	0	20	1,00	15	20	0	15	15	1,00	5	20	35,00	-1,16
8	0	20	1,00	20	20	0	15	10	1,00	15	20	40,00	-0,77
9	0	20	1,00	15	20	40	15	10	1,00	20	20	60,00	2,01
10	0	20	1,00	20	20	20	15	5	1,00	20	20	50,00	-0,50

Au: Área de contribución aguas arriba

Bu: Presencia de evidencias de deposición aguas arriba

W_u: Fracción de la superficie de tierras de cultivo aguas arriba

Cu₁: Impedancia de la escorrentía por la rugosidad de la superficie aguas arriba

Cu₂: Promedio de la cobertura vegetal aguas arriba

Bd: Presencia y amplitud de vegetación a lo largo de la dirección de flujo hasta los canales

Cd: Presencia de evidencias de deposición aguas abajo

W_d: Fracción de la superficie de tierras de cultivo aguas arriba

Dd₁: Impedancia de la escorrentía por la rugosidad de la superficie aguas abajo

Dd₂: Promedio de la cobertura vegetal aguas abajo



del sedimento en suspensión aplicando múltiples técnicas de campo y laboratorio (Walling y Collins, 2008). En la cuenca de Can Revull, la elaboración de un balance integrado de sedimentos (Estrany et al., 2012) estima que en las laderas se erosionan alrededor de 775 toneladas anuales de sedimentos, de las cuales 112 se vuelven a depositar en las mismas laderas, 454 se redepositan en las zonas más llanas y próximas a los canales y solamente 210 finalizan en el sistema de canales. Por tanto, solo el 27% de los sedimentos erosionados en las laderas llegan a la red de canalizaciones artificiales. La elevada proporción de los sedimentos erosionados que se depositan en las zonas más llanas y próximas a los canales puede entrar en contraposición con los resultados del modelo numérico aplicado en este estu-

dio, ya que son estas zonas las que presentan un mayor valor de IC. Aún así, la relación de los procesos de erosión y deposición con la conectividad no es directa, ya que la conectividad o (des) conectividad es únicamente el vínculo entre ambos procesos. Así, aunque las zonas más próximas a los canales presenten elevadas tasas de deposición, siguen siendo las zonas con mayor grado de conexión hacia los canales ya que la distancia hacia éstos se hace mínima. En cambio, en las laderas localizadas aguas arriba de las zonas llanas, aunque presenten mayores tasas de erosión y menores de deposición, presentarán un nivel de conectividad menor (figura 9).

Figura 9. Nivel de conectividad en función de las tasas de erosión y deposición y de la localización respecto al canal

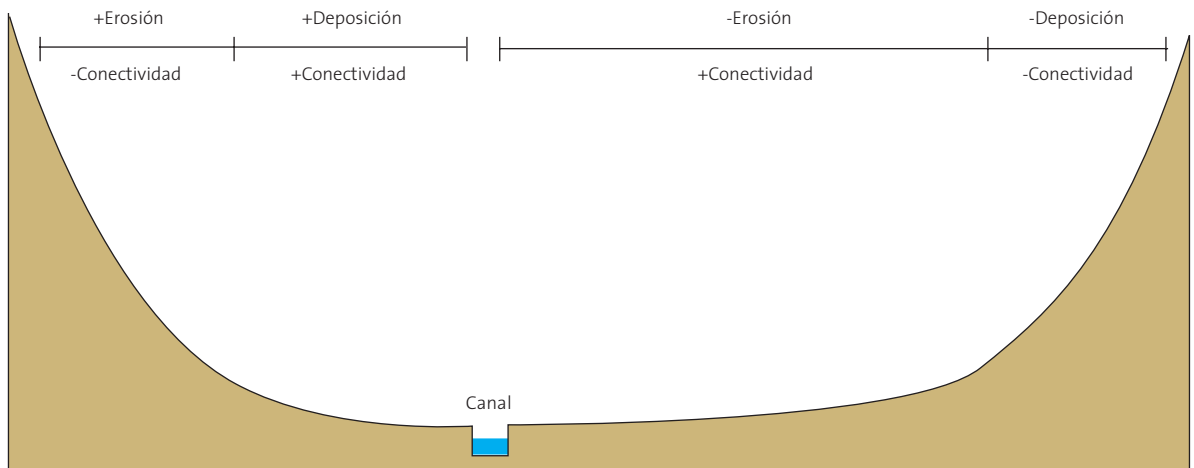


Figura 10. Posición de los canales artificiales respecto al ESC. Se observa que las canalizaciones no siguen la red de drenaje natural de la cuenca, sino que se sitúan a una cota topográficamente superior, creando llanuras de inundación artificiales

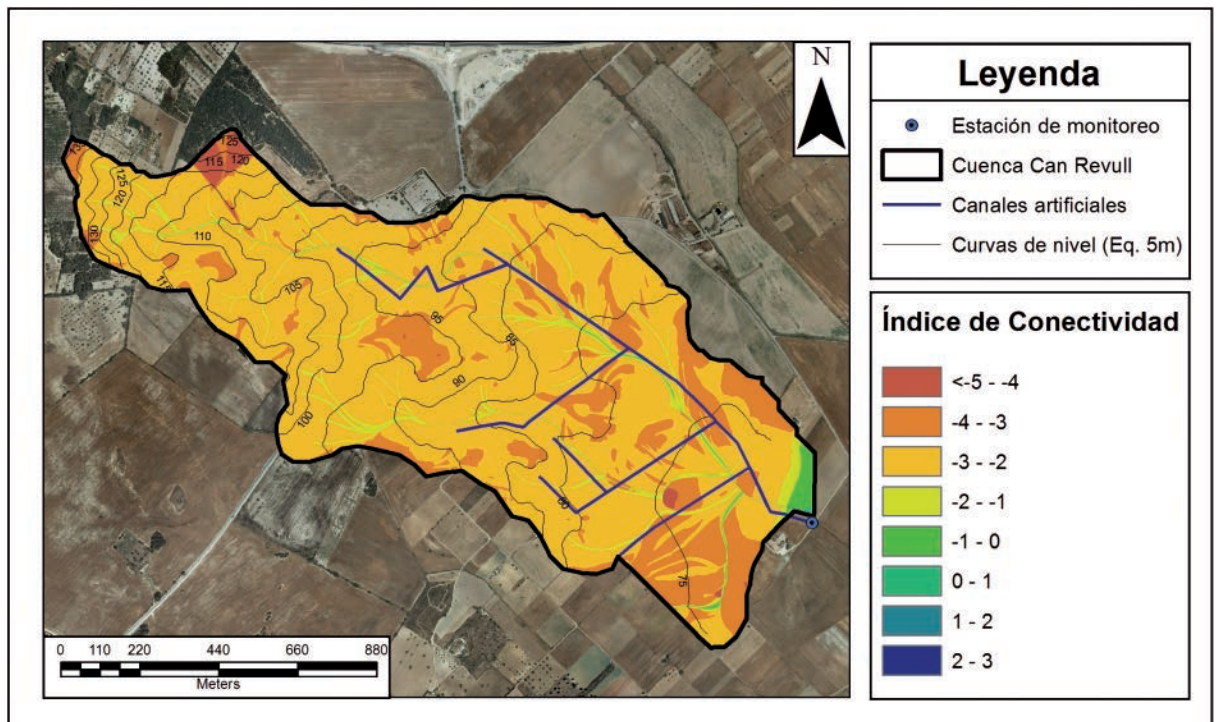




Figura 11. Área de cuenca efectiva de Can Revull según la magnitud y la frecuencia de las crecidas fluviales. El caso A pertenece a un evento de baja magnitud y elevada frecuencia, mientras que los casos subsiguientes muestran incremento de magnitud y descenso de la frecuencia

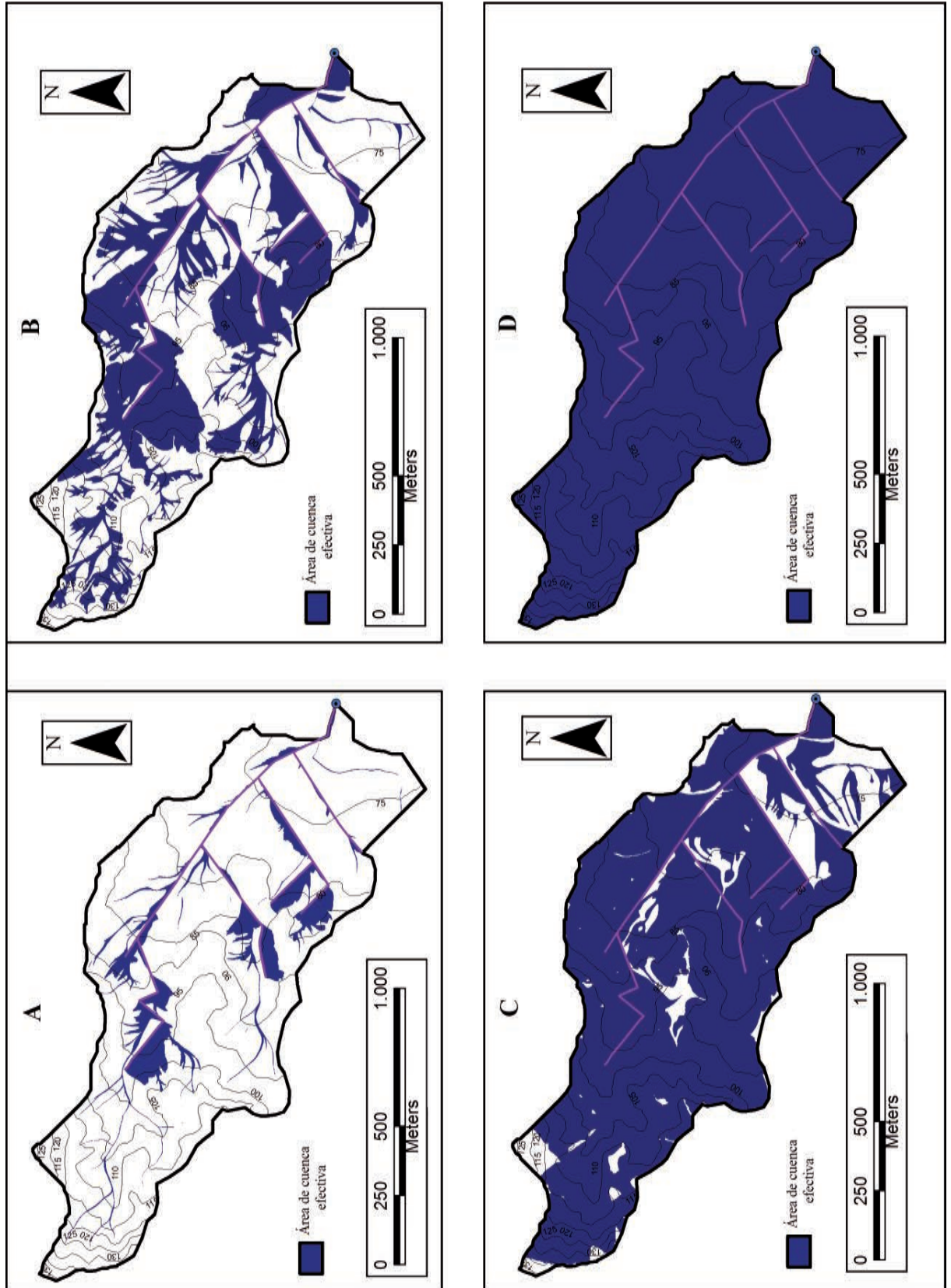
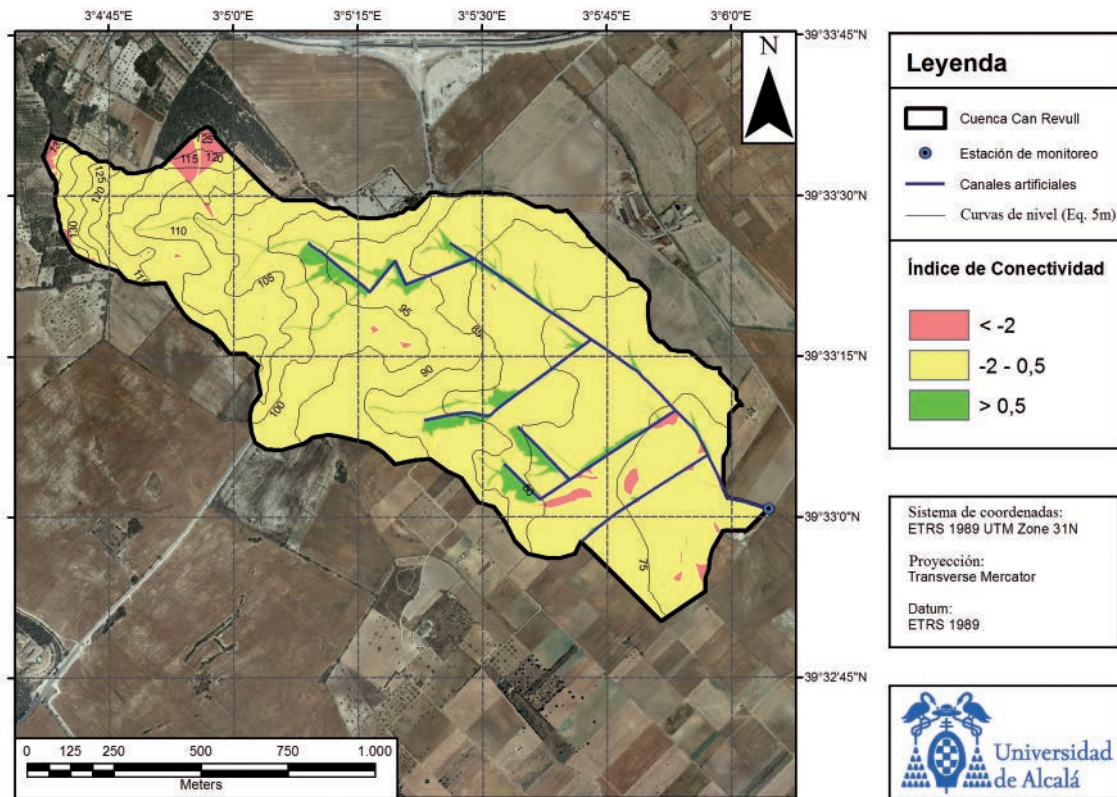




Figura 12. Índice de Conectividad en base a la frecuencia y magnitud de las crecidas fluviales en la cuenca de Can Revull. Todos aquellos eventos capaces de conectar todas las zonas con $IC \Rightarrow -2$ serán los más eficientes en transporte de sedimentos (zonas en amarillo y verde)



Sin embargo, el incremento de la conectividad no ha sido homogéneo alrededor de los canales, sino que es significativamente mayor en aquellas zonas donde el flujo de escorrentía se dirige perpendicularmente hasta el canal más cercano. Por el contrario, el nivel de conexión se hace mínimo cuando la dirección de los flujos de agua se hace perpendicular o inversa a los canales más próximos. En Can Revull este proceso tiene lugar porque las canalizaciones artificiales se sitúan topográficamente por encima de la red fluvial natural (figura 10). La posición de los canales respecto a los talwegs naturales ha generado "llanuras de inundación artificiales" que permiten la deposición de los sedimentos durante las crecidas en que se supera la capacidad de drenaje de los canales artificiales, fenómeno que se produce con una frecuencia relativamente baja (i.e., período de retorno ≈ 5 años). Tanto es así que Estrany et al. (2012) sugieren que el 98,5% de los sedimentos que son transportados por los canales artificiales se depositan en estas llanuras de inundación y solamente se exportan el 1,5% restante. Este dato indica que la capacidad de exportación de sedimentos de las canalizaciones de Can Revull es muy limitada. Los valores bajísimos de exportación (i.e., $< 5 \text{ t km}^2 \text{ año}^{-1}$; Estrany, 2009), son reflejo de la importancia de los procesos de dispersión en las llanuras de inundación artificiales a lo largo del transporte y no de la falta de conectividad ladera-canal. Por tanto, el nivel de conectividad en una cuenca agrícola modificada por canales artificiales vendrá determinado tanto de la posición de estos canales respecto a la dirección del flujo como de su situación topográfica respecto a los talwegs naturales (figura 10).

A escala temporal, el nivel de conexión de los diferentes compartimentos de una cuenca tampoco es uniforme. Tanto es así que, en el caso concreto de Can Revull, en menos del 1% del tiempo se exporta más del 90% del sedimento (Estrany, 2009). Además, la escorrentía directa solamente se produce durante el 2,1% del tiempo, indicando que los diferentes compartimentos de la cuenca solo se conectan en determinados eventos de crecida. El grado de conectividad va a depender tanto de la magnitud como de la frecuencia y duración de estas crecidas fluviales (Fryirs, 2013). Cuanto mayor sea la magnitud de una crecida, mayor será la conectividad media de la cuenca. Este concepto se conoce como "escalas de tiempo efectivas de conectividad" (Harvey, 2002). Por otra parte, el área espacial que contribuye directamente al transporte de sedimentos hacia los canales es conocida como "área de cuenca efectiva" (Harvey, 2002), superficie directamente proporcional a la cantidad e intensidad de precipitación y a las condiciones antecedentes de humedad del suelo. En Can Revull, las variables más importantes para la generación de escorrentía son el volumen e intensidad de la precipitación y las condiciones antecedentes de humedad del suelo, por ese orden (Estrany, 2009). La combinación de estos dos conceptos determina cuáles son las áreas de contribución efectivas de la cuenca a lo largo del tiempo. El IC permite realizar una aproximación a la variación del área de cuenca efectiva en Can Revull (figura 11). Por tanto, eventos de crecida con un bajo periodo de retorno solo serán capaces de conectar las zonas más próximas a los canales, mientras que únicamente los eventos con un periodo de retorno de escala geológica serán capaces



de conectar toda la cuenca. En este aspecto, la distribución del nivel de conectividad de una cuenca puede ayudar a establecer cuáles son las magnitudes de las crecidas más eficientes para el transporte de sedimentos. Tal y como expresa la figura 4 (ver apartado 3 Resultados), el 50% de la superficie de Can Revull presenta valores IC comprendidos entre -1,1 y -0,3. Además, la práctica totalidad de la cuenca exhibe valores de IC entre -2 y 0,5. Por tanto, los eventos más eficientes en la transferencia de sedimentos de las laderas a los canales serán aquellos cuya magnitud sea capaz de conectar todas las zonas con un valor de IC ffl -2, conectando la práctica totalidad de la cuenca (zonas amarillas en la figura 12). Eventos de mayor magnitud incrementarán muy poco el área de contribución efectiva (zonas en rojo en la figura 12), mientras que eventos de menor magnitud solo tendrán la capacidad de conectar los sedimentos más cercanos a los canales (zonas en verde en la figura 12).

5.2. COMPARACIÓN DEL IC CON LOS VALORES OBTENIDOS EN OTROS ESTUDIOS.

Cavalli et al. (2013) modelizan la conectividad de los sedimentos de tres cuencas alpinas entre las laderas y los canales (en su caso canales naturales), pero también la conexión entre las laderas y la salida de la cuenca. Sus resultados confirman un aumento de la conectividad media en tales cuencas cuando se focaliza la conectividad entre las laderas y la red fluvial, respecto a la conectividad entre las laderas y las salidas de las cuencas. Se trata de un incremento de alrededor un orden de magnitud, aumento significativamente menor al de Can Revull (tabla 4). La causa de esta diferencia viene determinada a que en Cavalli et al. (2013) se focaliza la conectividad hacia un solo canal principal, mientras que en este estudio se computa la conectividad sedimentaria hacia diversos canales artificiales.

Tabla 4. Comparación del Índice de Conectividad de Can Revull con tres cuencas alpinas (Cavalli et al., 2013)

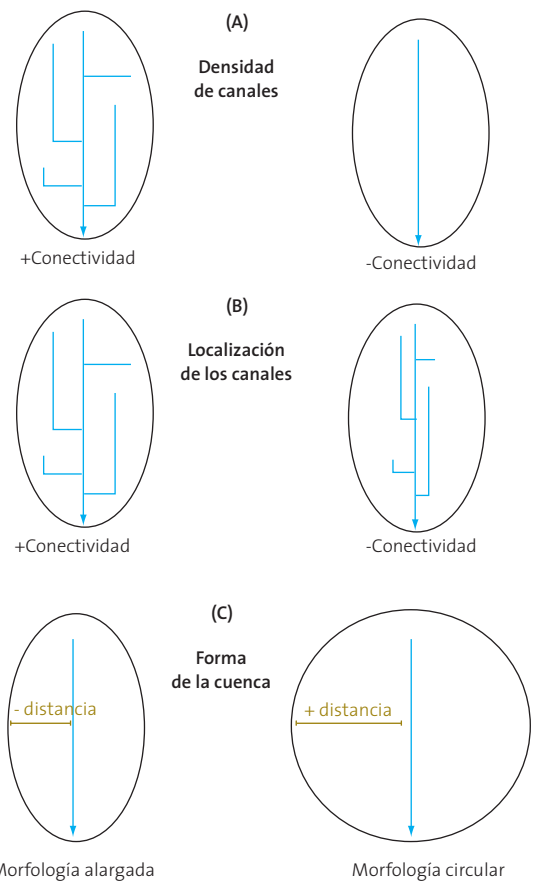
IX Ladera - Canal						
Cuenca	IC Mínimo	IC Máximo	IC Mediana	Cuartil 1	Cuartil 3	Desv. Estándar
Gadria	-5,491	2,646	-2,325	-2,62	-1,928	0,571
Strimm	-6,299	2,149	-2,495	-3,311	-1,936	0,904
Cordon	-7,800	1,741	-3,71	-4,199	-3,039	0,876
Can Revull	-5,077	3,714	-0,759	-1,108	-0,389	0,674

IC Ladera - Salida de la cuenca						
Cuenca	IC Mínimo	IC Máximo	IC Mediana	Cuartil 1	Cuartil 3	Desv. Estándar
Gadria	-6,101	-0,153	-3,345	-3,588	-3,161	0,361
Strimm	-6,820	-0,423	-3,809	-4,146	-3,454	0,542
Cordon	-8,173	-1,343	-4,602	-4,943	-4,293	0,509
Can Revull	-6,760	3,91	-2,69	-2,943	-2,447	0,514

Un análisis más pormenorizado permite detectar que el grado de conexión de una cuenca va a depender de la densidad de canales (tanto naturales como artificiales) como de la posición

de éstos a lo largo de la cuenca (figura 13). Así, la conectividad media de una cuenca va a ser directamente proporcional a la cantidad de canales presentes en ésta, ya que cualquier partícula localizada dentro de la cuenca va a necesitar recorrer una menor distancia para llegar a los canales. Por este mismo motivo, una distribución homogénea de los canales a lo largo de la cuenca proporcionará una mayor conectividad que una distribución más concentrada. Además, la morfometría también puede determinar el nivel de conectividad de una cuenca (Cerdà et al., 2013). A igualdad de condiciones, cuencas con mayor ratio de elongación presentarán una mayor conectividad que cuencas circulares, ya que los sedimentos próximos a los límites de la cuenca deberán recorrer una distancia menor (figura 13). Por eso, la forma alargada de la cuenca de Can Revull también explica el mayor incremento de conectividad ladera-canal respecto a las tres cuencas alpinas citadas.

Figura 13. Conectividad en función de diversos parámetros morfométricos: densidad de los canales (A), su localización (B) y forma de la cuenca (C)



Hasta este momento, se han realizado pocas investigaciones donde se ha implementado el modelo de conectividad de sedimentos de Borselli et al. (2008); (Leombruni et al., 2009; Sougnez et al., 2011; Vigiak et al., 2012; López-Vicente et al., 2013; Cavalli et al., 2013; Jamshidi et al., 2013). Además, algunos de estos trabajos han modificado sensiblemente el factor de impedancia del terreno (W) y definido los canales de diferente manera, ya sea a partir de un umbral de área de contribución o a partir de observaciones de campo. De este modo, la comparación entre



Tabla 5. Comparación del Índice de Conectividad de Can Revull con otras cuencas

Referencia bibliográfica	Cuenca	Ecosistema	Área cuenca (km ²)	Pendiente media (%)	IC Mínimo	IC Máximo	IC Medio
Cavalli et al. (2013)	Gadria	Alpino	6,26	79,1	-5,491	2,646	-2,220
	Strimm		8,50	61,8	-6,299	2,149	-2,564
	Cordon		5,03	44,1	-7,800	1,741	-3,572
	Can Revull	Mediterráneo semiárido	1,33	4,6	-5,077	3,714	-0,730
López-Vicente et al. (2013)	Estanque de Arriba	Mediterráneo continental	0,74	25,0	-9,002	-0,137	-5,000
Sougnéz et al. (2011)	TOR-1	Mediterráneo semiárido	0,14	-	-4,640	3,810	-
Borselli et al. (2008)	Bilancino	Mediterráneo húmedo	150,00	-	-9,600	3,700	-

las distintas cuencas estudiadas supone mayor dificultad. Aún así, se pueden observar algunas tendencias comparativas de los resultados de estos estudios (tabla 5). Se detecta una relación entre tamaño de cuenca y valor mínimo de conectividad ladera-canal que ésta presenta. Esto es debido a que cuanto más grande es una cuenca, mayor distancia deben recorrer las partículas más alejadas de la red fluvial. En cambio, el valor máximo de conectividad no tiene nada que ver con el tamaño de la cuenca sino con los valores de pendiente y usos del suelo de las zonas más próximas a su sistema fluvial.

6. CONCLUSIONES

La determinación de los efectos de las actividades humanas a través de la conectividad sedimentaria ha permitido una mejora de la comprensión de los procesos hidrosedimentarios en cuencas agrícolas afectadas por sistemas de drenaje artificiales, además de poner las bases para mejorar los modelos de erosión y la gestión agroambiental. Este estudio informa de los efectos de la implementación de canalizaciones artificiales sobre la conectividad de los sedimentos en una pequeña cuenca agrícola mediterránea. Estos efectos se han calculado aplicando el IC (Borselli et al., 2008) sobre dos escenarios diferentes, un primer escenario sin la presencia de canales artificiales (calculando la conectividad de las laderas con la salida de la cuenca) y otro con la introducción de canalizaciones donde se computa el grado de conexión entre las laderas y estas estructuras. De este modo, la introducción de canalizaciones artificiales en una cuenca puede incrementar significativamente la conectividad ladera-canal debido a que los sedimentos deben recorrer una menor distancia. Aun así, el incremento de la conectividad no es homogéneo en toda la cuenca, si no que se maximiza en las zonas donde el flujo se dirige de manera perpendicular hacia el canal más cercano. Además, el efecto de las canalizaciones en la conectividad de sedimentos también depende de la densidad de canales, su posición dentro de la cuenca y de la propia forma de la cuenca. En este patrón de conectividad debe considerarse que los canales artificiales se localizan topográficamente por encima de la red de drenaje natural. Así, la "anomalía topográfica" de los canales provoca una doble conexión (i.e., ladera-canal y canal-llanura de inundación) que depende de la magnitud de las crecidas. Por tanto, el incremento de conectividad ladera-canal favorecido por la implementación de canalizaciones artificiales no es opuesto a las bajas exportaciones estimadas en la estación de aforos (i.e., <5 t km² año⁻¹), sino que son reflejo de la importancia de los procesos de dispersión en las llanuras de inundación artificiales.

Por otro lado, a través del IC, se ha establecido una primera aproximación de la variación de las áreas de contribución efectiva de una cuenca según la magnitud de los eventos de crecida, determinando la magnitud de los eventos más eficientes para el transporte de sedimentos entre las laderas y los canales. Finalmente, este modelo numérico de conectividad también permite contrastar y complementar los resultados obtenidos por modelos conceptuales como los balances integrados de sedimentos. Por tanto, aunque las mayores tasas de deposición se encuentran en las zonas más próximas a los canales, éstas son las que presentan los valores de conectividad más elevados. Esto se explica porque la relación de los procesos de erosión y deposición con la conectividad no es directa, ya que la conectividad es únicamente el vínculo entre ambos procesos.

7. LIMITACIONES DEL TRABAJO Y PROSPECTIVA

7.1. DEBILIDADES DEL MODELO DE CONECTIVIDAD

Aunque Borselli et al. (2008) elaboran una evaluación de la conectividad con datos de campo (FIC) con la finalidad de contrastar los datos con el IC elaborado en SIG, no se ha aplicado otra técnica para calibrar efectivamente los resultados del modelo. Además, la eficacia del IC es directamente proporcional al nivel de detalle del MDE utilizado. Así, en este estudio se ha calculado la conectividad a partir de un mapa topográfico con curvas de nivel de 5 m de equidistancia y a escala 1: 5.000, aunque el modelo generado se ajustaría más a los procesos y dinámicas hidrosedimentarias si se hubiese utilizado tecnología LIDAR. Otro problema que presenta el modelo es que no tiene en cuenta ni las condiciones climáticas de la cuenca ni sus propiedades texturales. En este sentido, es sabido que el grado de conectividad de los sedimentos es directamente proporcional a la cantidad e intensidad de precipitación (Vigiak et al., 2012) y a las condiciones antecedentes de humedad del suelo, variable esta última directamente relacionada con las propiedades texturales. Además, el nivel de conectividad de los sedimentos finos es mucho mayor que los sedimentos de mayor tamaño (Lu et al., 2006). Esta ausencia de datos edafoclimáticos puede dificultar la comparación de resultados entre cuencas. En este aspecto, la derivación del modelo IC a unidades SDR que proponen Vigiak et al. (2012) ya incluye la distribución del tamaño de las partículas a lo largo de toda la cuenca para el cálculo de la conectividad de los sedimentos.



Una de las principales dificultades que se ha hecho patente en este estudio es la gran heterogeneidad de métodos utilizados en la aplicación del modelo de conectividad de Borselli et al. (2008), dificultando la comparación de resultados entre los diferentes estudios. Entre ellos, la modificación del factor de impedancia del modelo y la heterogeneidad metodológica en la definición de los canales permanentes; que en este estudio se corresponden con las canalizaciones artificiales. En este sentido, tanto Sougnez et al. (2011) como Cavalli et al. (2013) sustituyen el factor de impedancia del terreno (el factor C del modelo USLE) por un índice de rugosidad y un índice de erosión respectivamente con el objetivo de ajustar el algoritmo a las condiciones de base de las cuencas (i.e., usos del suelo). En lo referente al establecimiento de “canales permanentes”, también difiere según los autores, provocando que los valores de conectividad varíen. Por una parte, tanto Borselli et al. (2008) como López-Vicente et al. (2013), Vigiak et al. (2012) y Jamshidi et al. (2013) definen los canales permanentes a partir de un área umbral de contribución según las características de la cuenca (entre 9,3 y 50 ha). En cambio, Cavalli et al. (2013) definen la red de drenaje principal a partir de trabajo de campo y fotografía aérea, siendo el método más coherente y útil para definir los canales permanentes en base a una incisión visible en el terreno y la presencia de canales artificiales.

7.2. POTENCIAL DEL MODELO DE CONECTIVIDAD

El modelo IC (Borselli, 2008) tiene un enorme potencial para futuros estudios centrados en la geomorfología fluvial. Se trata de un modelo de sencilla implementación al requerir escasa información y de fácil adquisición (MDE y ortofotografía aérea). Además, permite modelar la conectividad de los sedimentos entre los diferentes compartimentos de las cuencas de drenaje: desde las laderas hasta canales naturales o artificiales, lagos y zonas endorreicas (Cavalli et al., 2013). Asimismo, también permite modelar diferentes escenarios de usos del suelo (López-Vicente et al., 2013; Jamshidi et al., 2013). La combinación de modelos espaciales distribuidos de conectividad y erosión es un método en el que se debe profundizar para estudiar los efectos del cambio global a través de diferentes escenarios. Aún así, debe considerarse que el modelo IC no computa ni los efectos de las geoformas fluviales (terrazas, llanuras de inundación, filtros de vegetación) ni de las estructuras artificiales (terrazas, albarradas, estructuras viarias). Sin embargo, esta debilidad se convierte en una potencialidad si se indagan las posibilidades de inserción de estas variables en el modelo.

Con el fin de evaluar los efectos de las prácticas de conservación del suelo, muchos modelos de modelos de erosión (i.e., SWAT, SEDEM, CREAMS) utilizan el factor P de RUSLE (USDA, 1997). Este factor describe el grado de eficiencia en el transporte de sedimentos a partir de las diferentes prácticas de conservación/gestión del suelo. Así, la introducción de esta variable en el modelo de Borselli et al. (2008) permitirá un mayor ajuste de la distribución de la conectividad teniendo en cuenta estas prácticas. Sin embargo, el factor P no integra los efectos espaciales de las técnicas de conservación que combinan múltiples prácticas (Gumiere et al., 2011) y solo funcionaría para el cálculo de conectividades en pequeñas cuencas de drenaje (i.e., <10 km²). Para integrar todos estos efectos, Gumiere et al. (2008)

proponen utilizar el concepto de *Regionalised Hillslope Sediment Delivery Ratio (Regionalised HSDR)*, que computa la variabilidad espacial y los procesos de deposición en las cuencas de drenaje, superando el inconveniente que suponía el SDR como parámetro homogéneo a lo largo de una cuenca. Se trata de un parámetro —el *Regionalised HSDR*— que permite medir y comparar la conectividad sedimentaria de las laderas y el transporte de sedimentos entre dos zonas. En este caso, Vigiak et al. (2012) han encontrado muchas propiedades positivas al derivar el modelo de conectividad de Borselli et al. (2008) en unidades de *Regionalised HSDR*: mejora de la predicción de la generación de sedimento, fácil implementación e independencia en la escala de aplicación.

La inclusión de la conectividad de los sedimentos en los modelos de erosión también va a permitir conocer e identificar satisfactoriamente las principales zonas de generación de sedimentos en las cuencas y que podrán ser transferidas (Gumiere et al., 2010). En este sentido, tanto Vigiak et al. (2012) como Jamshidi et al. (2013) han calculado la distribución espacial de la producción de sedimentos en dos cuencas diferentes utilizando el Índice de Conectividad (IC) a partir de diferentes modelos de erosión (How-Leaky 2008 y USLE respectivamente). Aunque sus resultados parecen razonables, habría que calibrarlos con datos reales de exportación de sedimentos y/o con modelos conceptuales como los balances integrados de sedimentos.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Beven, K.J., (2001). *Rainfall-runoff modelling: the primer*. Wiley, Chichester, 372 pp.
- Blann, K. L., Anderson, J.L., Sands, G.R., Vondracek, B., (2009). “Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A review”. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39(11): 909-1001.
- Borselli, L., Cassi, P., Torri, D., (2008). “Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment.” *CATENA* 75(3): 268-277.
- Bracken, L. J. and J. Croke (2007). “The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems.” *Hydrological Processes* 21(13): 1749-1763.
- Bracken, L. J., Wainwright, J., Ali, G.A., Tetzlaff, D., Smith, M.W., Reaney, S.M., Roy, A.G., (2013). “Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, Pathways and future agendas.” *Earth-Science Reviews* 119: 17-34.
- Brierley, G., Fryirs, K., Jain, V., (2006). “Landscape connectivity: The geographic basis of geomorphic applications.” *Area* 38(2): 165-174.
- Cabezas, A., Comín, F.A., Begue a, S., Trabucchi, M., (2009). “Hydrologic and landscape changes in the Middle Ebro River (NE Spain): Implications for restoration and management.” *Hydrology and Earth System Sciences* 13(2): 273-284.
- Callow, J. N., K. R. J. Smettem (2009). “The effect of farm dams and constructed banks on hydrologic connectivity and runoff estimation in agricultural landscapes.” *Environmental Modelling & Software* 24(8): 959-968.



- Cavalli, M., Trevisani, S., Comiti, F., Marchi, L., (2013). "Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments." *Geomorphology* 188: 31-41.
- Cerdà, A., Brazier, R., Nearing, M., de Vente, J., (2013). Scales and erosion. *CATENA*, 102(0), 1-2.
- Davis, L. (2009). "Sediment entrainment potential in modified alluvial streams: Implications for Re-mobilization of stored In-Channel sediment." *Physical Geography* 30(3): 249-268.
- De Vente, J., Poesen, J., Arabkhedri, M., Verstraeten, G., (2007). The sediment delivery problem revisited. *Progress in Physical Geography*, 31(2), 155-178.
- Diaz Palmer, A., Garcia, C., Servera, J. & Úbeda, X. (2006): Spatial variability of total nitrogen, total carbon and organic carbon content in the top-soil of the Na Borges basin, Mallorca, Spain. – *Z. Geomorph. Suppl.* 143: 83–94.
- ESRI. (2011). *ArcGIS Desktop: Release 10*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Estrany J. (2009). Hidrologia i transport de sediment a una conca agrícola del Pla de Mallorca. Serveis de Millora Agrària, S.A.- Conselleria d'Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears. 113 pp.
- Estrany, J., Garcia, C., Batalla, R.J., (2009). "Suspended sediment transport in a small Mediterranean agricultural catchment." *Earth Surface Processes and Landforms* 34(7): 929-940.
- Estrany, J., C. Garcia, Batalla, R.J. (2010). "Hydrological response of a small mediterranean agricultural catchment." *Journal of Hydrology* 380(1-2): 180-190.
- Estrany J, Garcia C, Martínez-Carreras, N, Walling DE. (2012). A suspended sediment budget for the agricultural Can Revull catchment (Mallorca, Spain). *Zeitschrift für Geomorphologie*, 56 Suppl. X, 169-193.
- Fryirs, K. A., Brierley, G.J., Preston, N.J., Kasai, M., (2007). "Buffers, barriers and blankets: The (dis)connectivity of catchment-scale sediment cascades." *CATENA* 70(1): 49-67.
- Fryirs, K. A., Brierley, G.J., Preston, N.J., Spencer, J., (2007). "Catchment-scale (dis)connectivity in sediment flux in the upper Hunter catchment, New South Wales, Australia." *Geomorphology* 84(3-4): 297-316.
- Fryirs, K. (2013). "(Dis)Connectivity in catchment sediment cascades: A fresh look at the sediment delivery problem." *Earth Surface Processes and Landforms* 38(1): 30-46.
- Fuller, I. C., M. Marden (2011). "Slope-channel coupling in steepland terrain: A field-based conceptual model from the Tarndale gully and fan, Waipaoa catchment, New Zealand." *Geomorphology* 128(3-4): 105-115.
- Grimalt M, Rodríguez R. 1997. Caracterització dels murs de pedra transversals als cursos d'aigua del terme de Manacor (Mallorca). A: La pedra en sec. Obra, paisatge i patrimoni, FODESMA (ed.). Consell Insular de Mallorca: Palma de Mallorca; 285-293.
- Gumiere, S. J., Le Bissonnais, Y., Raclot, D., Cheviron, B., (2011). "Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modelling: A review." *Earth Surface Processes and Landforms* 36(1): 3-19.
- Harvey, A. M. (2001). "Coupling between hillslopes and channels in upland fluvial systems: implications for landscape sensitivity, illustrated from the Howgill Fells, northwest England." *CATENA* 42(2-4): 225-250.
- Harvey, A. M. (2002). "Effective timescales of coupling within fluvial systems." *Geomorphology* 44(3-4): 175-201.
- Heckmann, T., M. Becht (2009). "Investigating the transferability of statistical disposition models for slope-type debris flows." *Erdkunde* 63(1): 19-33.
- Heckmann, T., W. Schwanghart (2013). "Geomorphic coupling and sediment connectivity in an alpine catchment — Exploring sediment cascades using graph theory." *Geomorphology* 182(0): 89-103.
- Hooke, J., (2003). Coarse sediment connectivity in river channel systems: a conceptual framework and methodology. *Geomorphology*, 56(1-2), 79-94.
- Hooke, J. M. (2006). "Human impacts on fluvial systems in the Mediterranean region." *Geomorphology* 79(3-4): 311-335.
- IGME. (1991). "Mapa geológico de España. Escala 1:50.000. Porreres". Instituto Tecnológico Geominero de España 699: 39-27.
- Jamshidi, R., Dragovich, D., Webb, A.A., (2013). "Distributed empirical algorithms to estimate catchment scale sediment connectivity and yield in a subtropical region." *Hydrological Processes*.
- Klemes, V. (1986). Deletantism in hydrology: Transition or destiny? *Water Resources Research*, 22, S177-S188.
- Lal, R. (2001). "Soil degradation by erosion." *Land Degradation and Development* 12(6): 519-539.
- Latocha, A. (2013). "Geomorphic connectivity within abandoned small catchments (Sto owe Mts, SW Poland)." *Geomorphology*.
- Leombruni A, Blois L, Mancini M. (2009). First Evaluation of Soil Erosion and Sediment Delivery in the High Part of the Tevere Watershed. *EJGE* 14: 26.
- López-Vicente, M., Poesen, J., Navas, A., Gaspar, L., (2013). "Predicting runoff and sediment connectivity and soil erosion by water for different land use scenarios in the Spanish Pre-Pyrenees." *CATENA* 102: 62-73.
- Lu, H., Moran, C.J., Prosser, I.P., (2006). "Modelling sediment delivery ratio over the Murray Darling Basin." *Environmental Modelling & Software* 21(9): 1297-1308.
- Morgan R.P.C. (2005). "Soil Erosion and Conservation" (3rd ed.) Blackwell Publishing: Oxford, UK.
- Pascual Aguilar, J. A., Rubio, J.L., Andreu, V., Campo, J., González, O., Gimeno, E., (2010). "Size of drainage area and hydrologic connectivity in the stormflow generation in Mediterranean semi-arid catchments. Corraixet catchment." *Pirineos* (165): 179-192.
- Pelletier J.D., (2012) A spatially distributed model for the long-term suspended sediment discharge and delivery ratio of drainage basins. *Journal of Geophysical Research*, 117.
- Petanidou, T., Kizos, T., Soulakellis, N., (2008). "Socioeconomic dimensions of changes in the agricultural landscape of the Mediterranean basin: A case study of the abandonment of cultivation



- terraces on Nisyros Island, Greece." *Environmental Management* 41(2): 250-266.
- Pimentel D., (1993) *World soil erosion and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Reid, L., Trustum, N. (2002). Facilitating sediment budget construction for land management applications. *Journal of Environmental Planning and Management* 45(6), 865-887.
- Renard et al., 1997. Predicting soil erosion b water – a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation.
- Ricks, C. L. (1995). "Effects of channelization on sediment distribution and aquatic habitat at the mouth of Redwood Creek, northwestern California." US Geological Survey Professional Paper 1454: Q1-Q17.
- Shroder JF (Ed.) (2013) *Treatise on Geomorphology*. Elsevier Science, Academic Press, 6386 p.
- Servei d'Informació Territorial de les Illes Balears SA -SITIBSA. Catálogo [en línea]: de Metadatos. Ortofoto de las Illes Balears Escala 1:5000 del año 2006: <http://ideib.caib.es/pub_ideib/public/IMATGES_AERIES/MapServer/WMSServer?> [Consulta: 11 de junio de 2013]
- Servei d'Informació Territorial de les Illes Balears SA -SITIBSA. Catálogo [en línea]: de Metadatos. Mapa topográfico de les Illes Balears Escala 1:5000 del año 2010: <http://ideib.caib.es/pub_ideib/public/MTIB/MapServer/WMSServer?> [Consulta: 11 de junio de 2013]
- Slaymaker, O., (2006). Towards the identification of scaling relations in drainage basin sediment budgets. *Geomorphology*, 80(1-2), 8-19.
- Sougnéz, N., van Wesemael, B., Vanacker, V., (2011). "Low erosion rates measured for steep, sparsely vegetated catchments in southeast Spain." *CATENA* 84(1-2): 1-11.
- Tarboton, D. G. (1997). "A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models." *Water Resources Research* 33(2): 309-319.
- Theler, D., Reynard, E., Lambiel, C., Bardou, E., (2010). "The contribution of geomorphological mapping to sediment transfer evaluation in small alpine catchments." *Geomorphology* 124(3-4): 113-123.
- Thornthwaite, C.W., 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* 38, 55-94.
- Tragsa (1986) "Proyecto de Restauracion Hidrológica Forestal de Defensa de la Vega y Bahía de Alcudia (torrentes de Sant Miguel y Aumedrà). Provincia de Baleares, término municipal de Inca y otros". Tragsa - Empresa de transformacion Agraria, S.A. encarregat pel Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentacion (Instituto Nacional para la Conservacion de la Naturaleza) i la Conselleria d'Agricultura i Pesca de Balears (servei de Conservació de la Natura).
- U.S.D.A. (U.S. Department of Agricultura), 1976. Control of water pollution from cropland, Volume II – An overview. U.S. Dep. Agric., Washington, D.C.
- Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L.T.H., McInnes, J., Roberts, A.M., (2012). "Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio." *Geomorphology* 138(1): 74-88.
- Wainwright, J., Turnbull, L., Ibrahim, T.G., Lexartza-Artza, I., Thornton, S.F., Brazier, R.E., (2011). "Linking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity." *Geomorphology* 126(3-4): 387-404.
- Walling D.E. (1983). The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology* 65: 209-237.
- Walling, D.E. (1999). "Linking land use, erosion and sediment yields in river basins." *Hydrobiologia* 410: 223-240.
- Walling D.E., Collins A. L. (2000). *Integrated Assessment of Catchment Sediment Budgets: A Technical Manual*. UK. Department for International Development, Exeter.
- Walling, D.E., Collins, A.L., (2008). The catchment sediment budget as a management tool. *Environmental Science & Policy*, 11(2), 136-143.



9. ANEJO

Figura 14. Modelo Digital de Pendientes de la cuenca de Can Revull

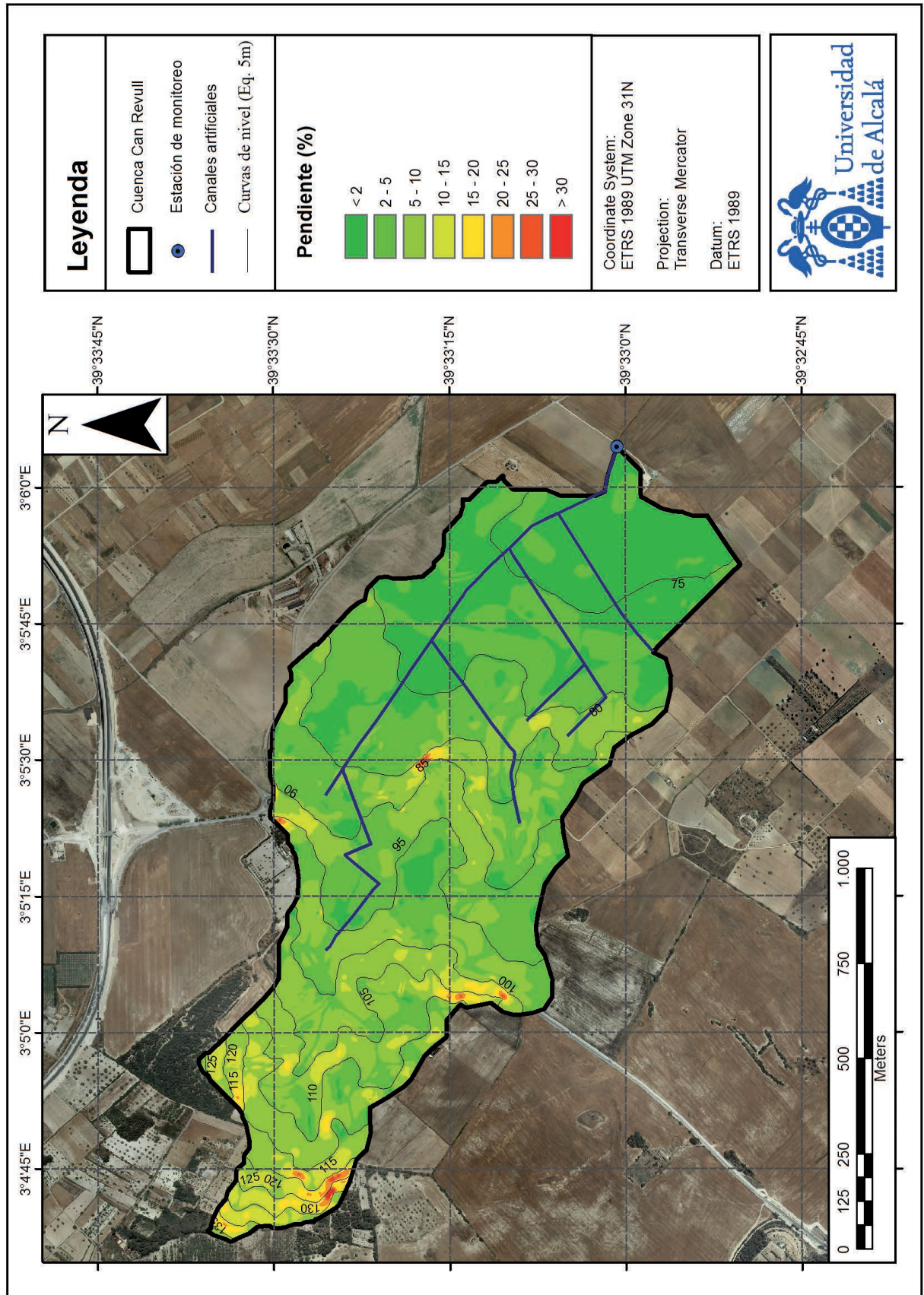




Figura 15. Modelo Digital de Direcciones de flujo de la cuenca de Can Revull

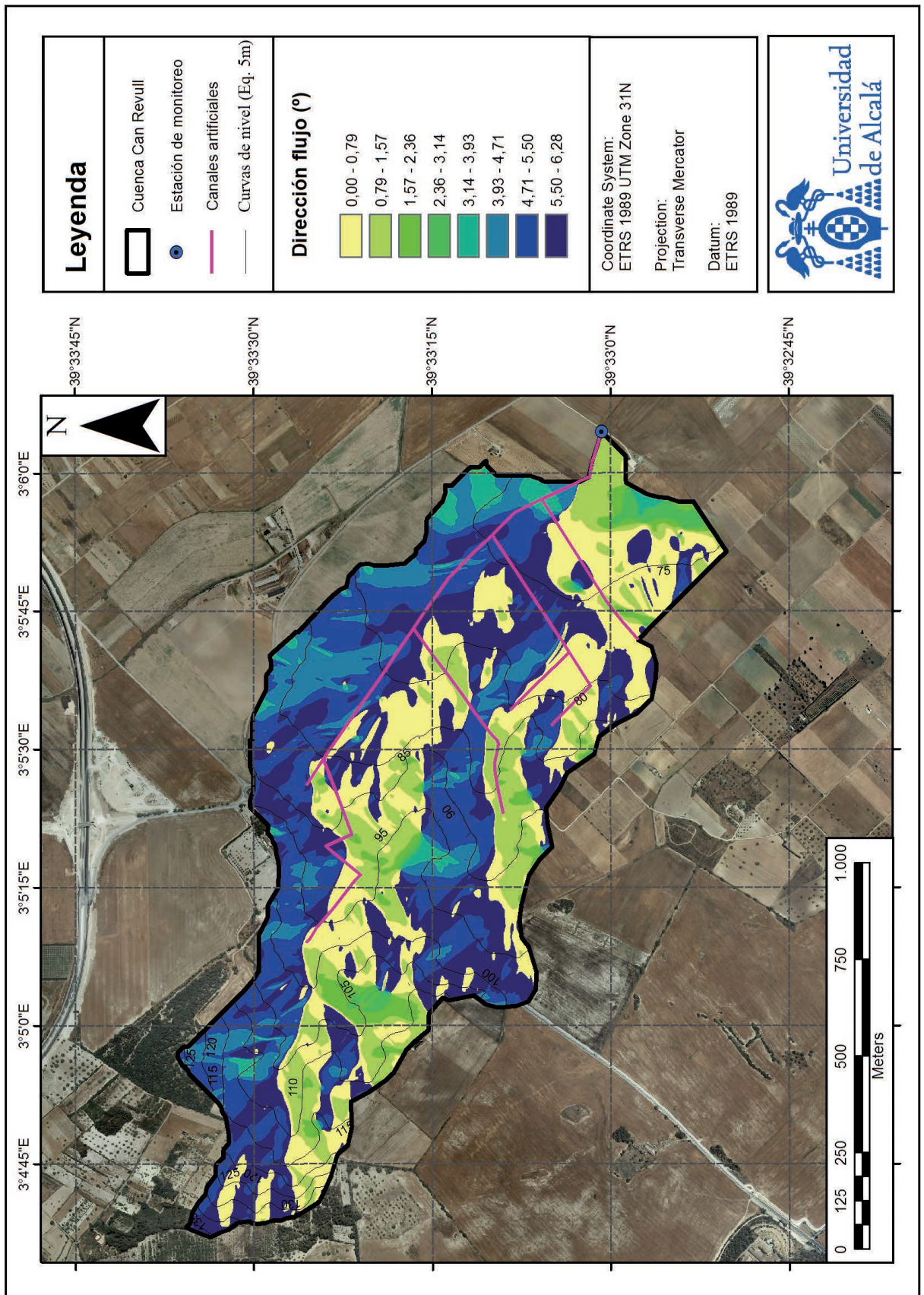




Figura 16. Modelo Digital de Acumulaciones de flujo de la cuenca de Can Revull

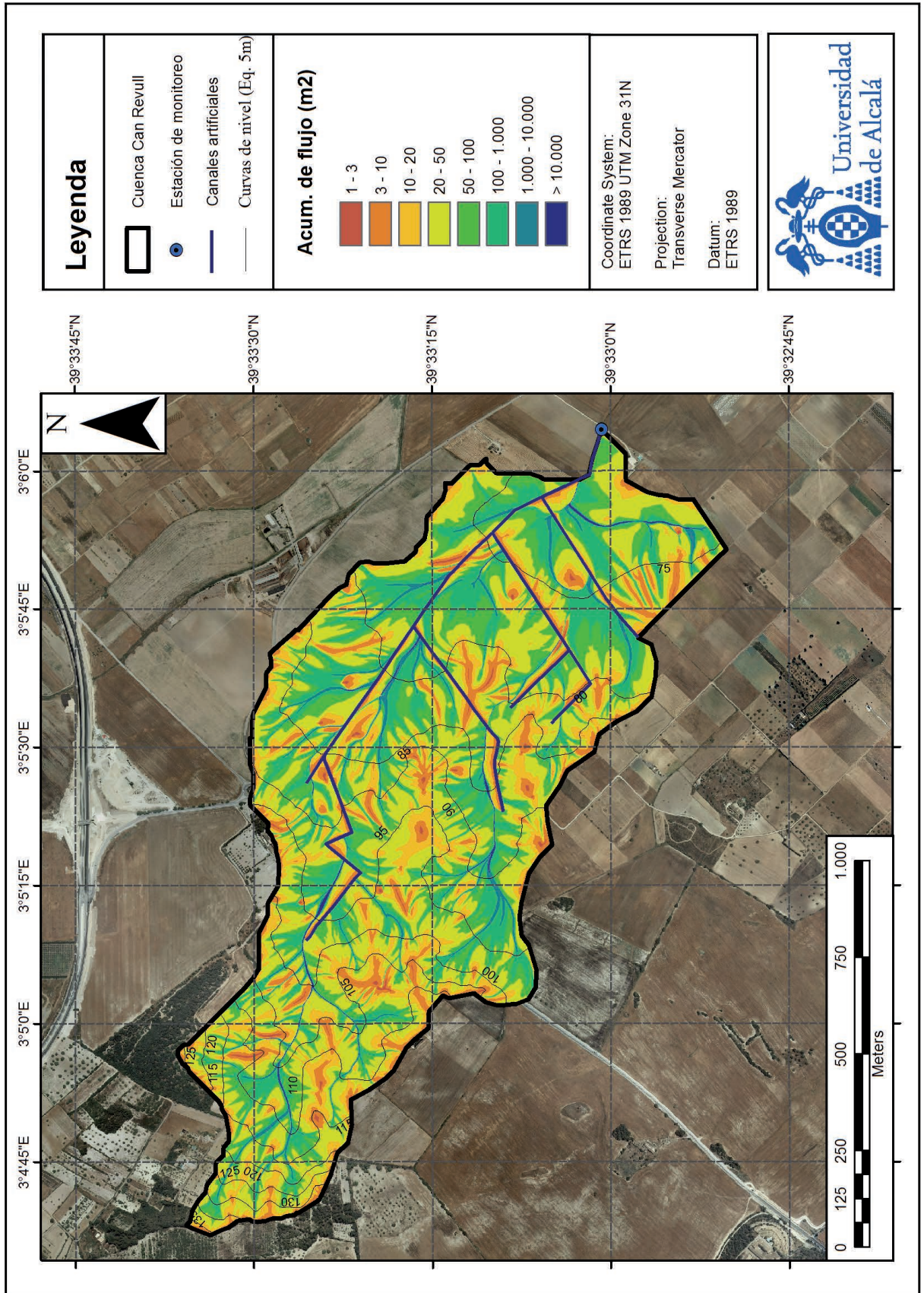




Figura 17. Ortofotografía aérea de la cuenca de Can Revull

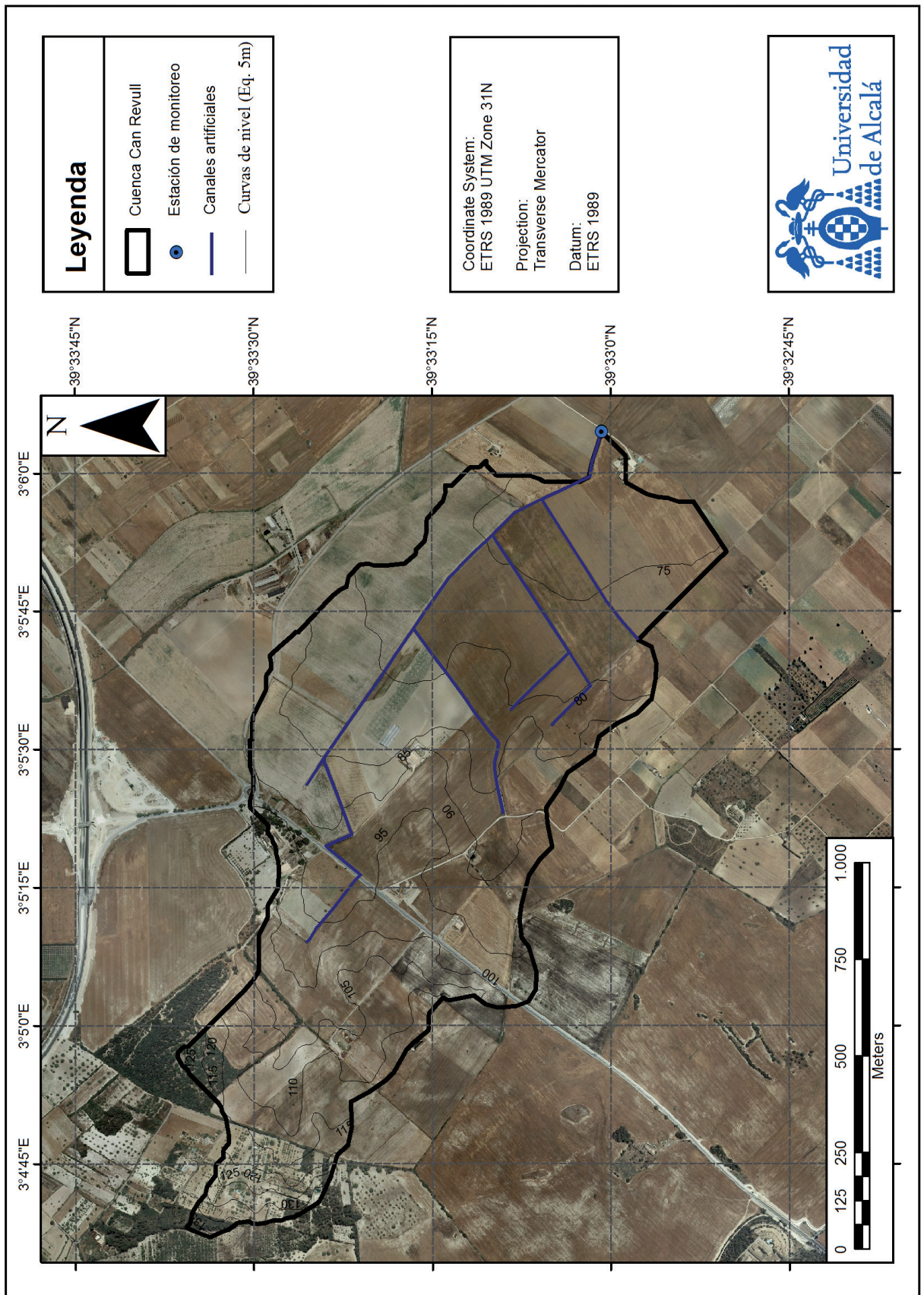
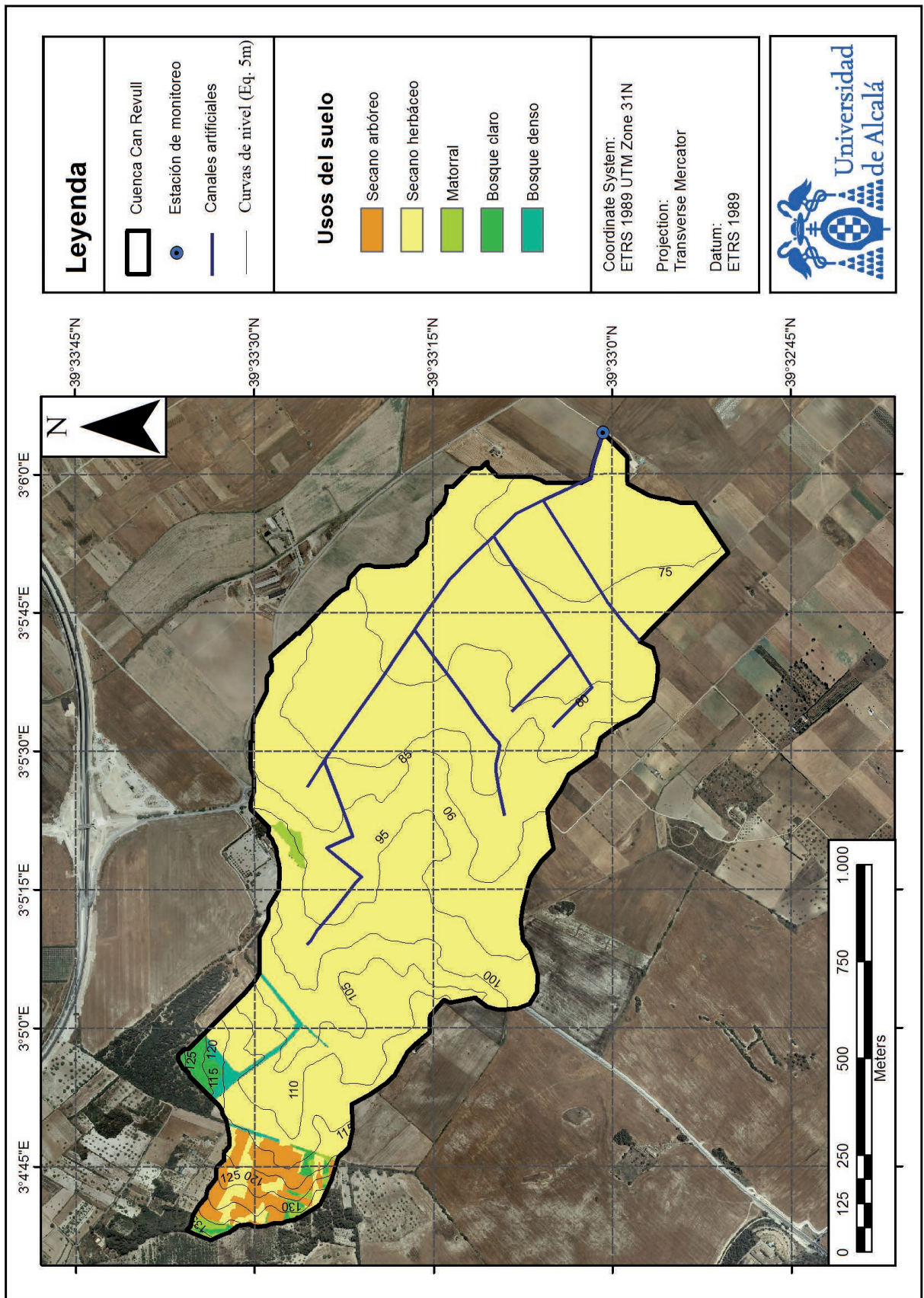


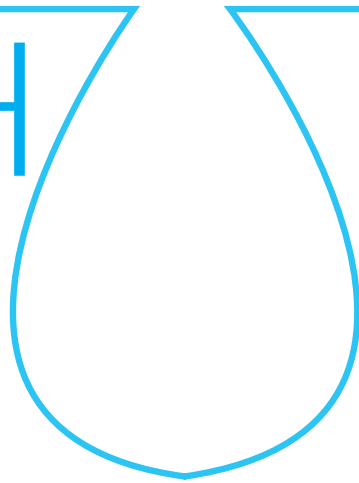


Figura 18. Usos del suelo de la cuenca de Can Revull



escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos
2013

Estudio de la evolución hidrogeológica de la masa de agua subterránea (MAS) “Aluviales: Jarama-Tajuña” (030.007)

autor

David Mostaza Colado

directores

Francisco Carreño Conde

Javier Lillo Ramos

Alcalá de Henares, 17 de junio de 2013



AGRADECIMIENTOS

A mis directores, por la ayuda prestada durante la realización de este trabajo fin de máster, así como por la confianza que han depositado en mí.

A mis amigos y familiares, por el apoyo prestado y los buenos ratos



ÍNDICE

1. Resumen	127
2. Introducción	127
2.1. Justificación y objetivos del estudio	128
2.2. Área de estudio	128
2.2.1. Situación geográfica	128
2.2.2. Geología, hidrogeología y climatología ...	129
2.2.3. Problemática ambiental	132
3. Metodología	133
3.1. Inventario de puntos de agua: desarrollo de una base de datos georreferenciada	133
3.2. Campañas de campo para toma de datos	134
3.3. Cartografía temática	134
3.4. Levantamiento de perfiles topográficos y determinación la superficie freática	135
3.5. Determinación de factores ambientales con efectos en la mas	135
4. Resultados	136
5. Discusión	146
6. Conclusiones	149
7. Trabajos futuros	149
8. Bibliografía	149
9. Anexos	151

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Naturaleza de las capas suprayacentes en la zona de captación a partir de la cual recibe su alimentación la masa de agua subterránea (superficies que abarcan)	131
--	-----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la zona de estudio	129
Figura 2. Esquema geológico de la zona de estudio. Modificado de Bardají et al. (1990)	130
Figura 3. Perfil geológico de la zona de estudio (NO-SE). Modificado de IGME (1972). De techo a muro: I(coluviones, arcillas yesíferas, yesos, gravas, arcillas y arenas), II(margas blancas, calizas, arenas y yesos laminares) y III(margas yesíferas grises y verdes)	131
Figura 4. Esquema de la red de flujo del Sistema Acuífero de Madrid (tomada de Navarro Alvargonzález, 1993)	132
Figura 5. Usos del suelo en la zona de estudio (Corine Landcover, 2006). Ubicación de graveras, lagunas y "Presa del Rey"	133

Figura 6. Localización de los perfiles estudiados en la zona de trabajo	135
Figura 7. Red de control piezométrico y calidad de la MAS en el área estudiada	137
Figura 8. Mapa de isopiezas para la campaña de diciembre de 2012 (días 19 y 20 de diciembre), donde se indican las zonas de recarga local	138
Figura 9. Mapa de isopiezas para la campaña de abril de 2013 (días 15 y 16 de abril), donde se indican las zonas de recarga local	139
Figura 10. Isodescensos de la MAS 030.007 (periodo interanual: abril de 2012 a abril de 2013)	140
Figura 11. Isodescensos de la MAS 030.007 (periodo interanual: enero 2012 a diciembre 2012)	141
Figura 12. Isodescensos de la MAS 030.007 (periodo interestacional: abril 2012 a septiembre 2012)	142
Figura 13. Perfil topográfico y piezométrico I. La morfología del terreno aparece exagerada debido a las diferentes escalas empleadas para representar la distancia horizontal (eje de abscisas) y las cotas (eje de ordenadas)	143
Figura 14. Detalle de la variación de niveles piezométricos en el perfil I	143
Figura 15. Perfil topográfico y piezométrico II. La morfología del terreno aparece exagerada debido a las diferentes escalas empleadas para representar la distancia horizontal (eje de abscisas) y las cotas (eje de ordenadas)	144
Figura 16. Detalle de la variación de niveles piezométricos en el perfil II	144
Figura 17. Perfil topográfico y piezométrico III. La morfología del terreno aparece exagerada debido a las diferentes escalas empleadas para representar la distancia horizontal (eje de abscisas) y las cotas (eje de ordenadas)	145
Figura 18. Detalle de la variación de niveles piezométricos en el perfil III	145
Figura 19. Evolución temporal de la temperatura media, precipitación media y evapotranspiración en el periodo de octubre de 2011 a abril de 2013	146
Figura 20. Mapa de isopiezas para la campaña de enero de 2012. Datos de campo extraídos de Mota (2012) ..	151
Figura 21. Mapa de isopiezas para la campaña de abril de 2012. Datos de campo extraídos de Mota (2012)	152
Figura 22. Mapa de isopiezas para la campaña de septiembre de 2012. Datos de campo extraídos de Mota (2012)	153



INDICE DE ABREVIATURAS

ARU: Aguas residuales urbanas

CSIC: Centro Superior de Investigaciones Científicas

ET: Evapotranspiración

LIDAR: *Laser Imaging Detection and Ranging*

MAS: Masa de agua subterránea

NE: Noreste

NO: Noroeste

SE: Sureste

SO: Suroeste

UTM: *Universal Transverse Mercator*

ZNS: Zona no saturada



1. RESUMEN

La masa de agua subterránea (MAS) Aluviales: Jarama-Tajuña (030.007) es una de las más afectadas por la actividad antrópica de la Comunidad de Madrid. Impactos como la extracción de áridos del aluvial del río Jarama, los vertidos de aguas contaminadas procedentes de industrias y núcleos urbanos, así como los retornos de riego con concentraciones de pesticidas y fertilizantes son notables a lo largo de la zona superficial de la MAS. A esto está unido que las características hidrogeológicas del acuífero lo clasifican como de elevada vulnerabilidad con una zona no saturada altamente permeable y nivel freático a menos de 5 m de profundidad.

En este trabajo se ha estudiado la evolución hidrogeológica de la MAS a lo largo de un periodo temporal de año y medio; desde enero de 2012 a abril de 2013. Se realizaron 2 campañas de campo para medir los niveles piezométricos del acuífero y se tomaron datos de campañas anteriores, realizadas para otra investigación.

Mediante el análisis del flujo del agua dentro de la MAS, y considerando su evolución en función de la época del año, se ha investigado cuáles son las zonas de recarga y descarga de agua al acuífero, cómo afectan las zonas de extracción de áridos repartidas por el área de estudio y qué efecto tienen los usos del suelo sobre el flujo del agua subterránea se ha modelizado el comportamiento del agua en el subsuelo. Así se concluye que la MAS Aluviales Jarama-Tajuña (030.007) es un acuífero que descarga al río Jarama en la zona norte, está afectado por las zonas de extracción en su parte central (lo que produce pérdida de recursos) y consta de una zona de vegas en las que el flujo del agua es percolante en todas las épocas del año; sin que llegue a haber periodo de estiaje.

2. INTRODUCCIÓN

Los estudios hidrogeológicos son de especial interés en la actualidad, tanto para la provisión de agua como para comprender los procesos físicos y químicos que están ocurriendo en las masas de agua subterráneas (MAS), definidas como un volumen claramente diferenciado de aguas subterráneas en un acuífero o acuíferos (DOCE, 2000; Fernandez, 2001). El incremento de la demanda de un recurso tan vital como el agua, junto con el aumento de actividades con capacidades de impacto sobre el medio hidrogeológico (actividades extractivas, urbanas, industriales y agrícolas o vertidos contaminantes accidentales o continuados) han supuesto el auge del interés en la evaluación de estos sistemas ambientales complejos.

Por sus características geológicas, las llanuras aluviales y terrazas son zonas de gran interés para el sector de la minería extractiva (Blanco García, 2007), ya que es en estas zonas donde se producen las acumulaciones más importantes de sedimentos de grano grueso (Kuchovsky et al., 2008) y la accesibilidad a fuentes de agua para los procesos productivos está garantizada. La actividad de estas empresas supone que en determinados puntos de las llanuras aluviales se generen grandes remociones del material que se comporta como acuífero y que se encuentra asociado a la MAS. Sin embargo, el aprovechamiento de recursos mineros mediante actividades extractivas, incluidas las

explotaciones de áridos a cielo abierto y especialmente aquellas emplazadas sobre MAS, pueden generar fuertes impactos sobre los recursos hídricos. Éstos deben ser evitados o minimizados en todo lo posible, de manera que se garantice la sostenibilidad de la actividad y se compatibilice con la conservación de la calidad ambiental del medio (ANEFA, 2007).

Cuando la gravera en activo corta la superficie del nivel freático, el riesgo de contaminación del acuífero aumenta; no existe una capa superficial de materiales (lo que se conoce como zona vadosa) a través de la cual el agua pueda infiltrarse y someterse a reacciones biogeoquímicas naturales que atenúen la contaminación o modifiquen sus características físico-químicas (Hatva, 1994). Como consecuencia de esto, pueden tener lugar procesos de acidificación de las aguas subterráneas, que alterarían el equilibrio geoquímico en que se encuentra la MAS llegando incluso a incorporarse elementos como el aluminio (Al) o elementos tóxicos en concentraciones de traza (As, Cd, Pb, Cu, Zn y Ni) que se encuentran en las aguas superficiales y los sedimentos (Hansen y Postma, 1995). En el caso de las explotaciones a cielo abierto, se generan acumulaciones de agua que al quedar expuesta sufre un incremento de la evaporación directa y con ello la evapoconcentración de solutos, ya que no existe la capa de terreno que amortigua estos efectos. Pero las afecciones no se centran únicamente en la calidad hidrogeoquímica de las aguas del acuífero, sino que también el balance hidráulico de la zona puede verse modificado, teniendo efecto sobre los patrones piezométricos y las líneas de flujo de la MAS (Hobbs y Gun, 1998).

Como dato de la importancia de la industria extractiva de áridos en España, nuestro país llegó a ocupar el segundo puesto en cuanto a producción de áridos en Europa durante el año 2004, únicamente por detrás de Alemania. La media de consumo en 2006 ascendía a 11Tm por habitante y año (la media europea se situaba en 7Tm/hab-año) y un total de 485 millones de Tm consumidas. A partir del año 2007, debido a la situación de crisis en el sector de la construcción se produjo un descenso progresivo en la extracción, que en 2010 llegó a valorarse en un 55% de toda la producción del sector (ANEFA, 2010). No toda la extracción de áridos se produce en aluviales, pero son datos a tener en cuenta para valorar la magnitud de las extracciones que se hacen sobre zonas de este tipo.

Por otra parte, existen factores geológicos, geomorfológicos e hídricos que hacen que el sector agrícola tienda a asentarse en los valles aluviales y terrazas de los ríos. En las áreas de las llanuras de inundación cercanas al cauce del río (proximales) se producen depósitos arenosos (debido a la brusca desaceleración de la corriente) que se intercalan con arcillas (que representan el depósito de las partículas en suspensión tras la inundación). Las llanuras más alejadas del cauce (distales) consisten básicamente en arcillas con intercalaciones carbonatadas, formadas en lagos efímeros, y niveles delgados de arenas finas y limos (Dabrio y Fernández, 1980). La regularidad del terreno en estas zonas, la composición de los suelos, junto con la cercanía y la facilidad de acceso al agua han hecho que históricamente sean zonas de cultivos agrícolas de regadío. Con la llegada del siglo XX y los procesos de modernización de las infraestructuras así como el empleo de productos fitosanitarios y fertilizantes para incrementar la producción se ha pasado de una agricultura de tipo extensivo a intensiva. Como consecuencia de esto pueden encontrarse trazas de insecticidas organoclorados (PCBs)



y metales pesados en los sedimentos de los ríos (Fernández, 2000) y concentraciones de nitratos (que tienen como principales factores de aparición el riego y la aplicación de fertilizantes en exceso, así como la escasa profundidad a la que se encuentra el nivel freático) (Arauzo et al., 2008). El origen de esta contaminación se encuentra en la interacción que existe entre los ríos y sus acuíferos asociados. Ya sea por infiltración de agua de lluvia o por el empleo de sistemas de regadío, puede generarse un flujo de agua descendente que arrastre estas sustancias contaminantes presentes en los suelos de los campos de cultivos y las introduzca en el acuífero o corriente fluvial (Arauzo et al., 2008), generando contaminación difusa. Cuando se trata de infiltración de agua procedente de regadío, si el volumen de este flujo es significativo puede modificar la dinámica hídrica del sistema río-acuífero; aporta de manera artificial agua en momentos del año en que no ocurre de forma natural, como pueden ser los periodos de estiaje.

Por último, los núcleos urbanos e industriales que se emplazan a lo largo del cauce del río generan aguas residuales que deben ser depuradas antes de su vertido al dominio público hidráulico. En función de cómo actúe el sistema río-acuífero (ganancias o pérdidas relativas de agua) o de los usos del suelo que se den en las zonas que afecten al acuífero (relaciones descritas anteriormente) es probable que la contaminación se difunda entre los distintos subsistemas (superficiales y subterráneos). Las aguas residuales urbanas (ARU) depuradas son un vector de entrada de materia orgánica disuelta, nitratos, fosfatos y sólidos en suspensión a los sistemas ambientales; con concentraciones en algunos casos y periodos temporales por encima de lo marcado por la legislación vigente en la Directiva 91/271/CEE (DOCE, 1991; Mostaza, 2012). Debe tenerse en cuenta este influente a la hora de estudiar la dinámica del sistema fluvial y del acuífero.

Con la implantación de la Directiva 91/271/CEE (DOCE, 1991) se marcaron los criterios de calidad de los vertidos urbanos y de determinación de zonas sensibles (en las que la calidad del vertido debe ser mayor) a fin de evitar la contaminación y eutrofización de masas de agua. De igual modo, años más tarde, se redactó la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE (DOCE, 2000) con el fin de establecer un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, para la gestión y protección de las mismas. Esta normativa constituye como uno de sus objetivos básicos la protección de las aguas subterráneas. Aunque declare como finalidad primordial mantener y mejorar el medio acuático (orientado básicamente a las aguas superficiales), tiene en cuenta que el estado de las MAS repercute en los ecosistemas acuáticos y terrestres asociados a ellas y desde esa perspectiva exige el buen estado cualitativo y cuantitativo de las aguas subterráneas (Fernández, 2001).

2.1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS DEL ESTUDIO

Los principales problemas que afectan a las aguas subterráneas en la actualidad están relacionados con los niveles de los acuíferos (estado cuantitativo) y con la calidad de sus aguas (estado químico o cualitativo), como se ha descrito anteriormente. Por todo ello se hace evidente la necesidad de estudiar el sistema acuífero-río para mejorar la gestión de los recursos, evitando la degradación o sobreexplotación de los mismos.

La manera de que esta necesidad se lleve a cabo correctamente ha sido mediante la redacción de normativa legal que lo contemple. La aprobación de la Directiva Marco del Agua (DOCE, 2000) supuso un hito en la gestión de las aguas y fijó los plazos de cumplimiento de objetivos medioambientales. Con ella se busca conseguir el buen estado de todas las aguas: continentales, de transición, costeras y subterráneas; entendiendo como buen estado para las aguas subterráneas el buen estado químico y el buen estado cuantitativo.

De acuerdo a todas estas consideraciones, se pone de manifiesto que la incidencia de las actividades del sector primario (por ejemplo, minería y agricultura) desarrolladas en un territorio requiere de medidas de gestión y explotación que permitan el aprovechamiento de los recursos hídricos sin poner el peligro la sostenibilidad de los mismos; cumpliendo en todo momento con los objetivos dispuestos por la legislación vigente. Aspectos generalmente poco o no considerados, como el estudio de las interacciones entre el río y el acuífero aluvial asociado, pueden proporcionar información necesaria para la gestión sostenible de los recursos a escala de cuenca (Arauzo et al., 2008).

Por todo ello, el conocimiento del estado de los niveles piezométricos de la MAS, de los flujos de agua y de las afecciones que las graveras y actividades agrícolas, industriales y urbanas pueden tener sobre ella, constituyen un elemento importante para afianzar el conocimiento que se tiene del medio.

Este proyecto de fin de máster forma parte de un conjunto de tres, que buscan estudiar los impactos que está sufriendo el sistema aluvial río-acuífero en la MAS Aluviales Jarama-Tajuña (030.007). Mediante el estudio de la evolución hidrogeológica de la MAS desde un punto de vista cuantitativo (variación de la dinámica del acuífero y de los niveles piezométricos) y desde un punto de vista cualitativo (calidad química de las aguas subterráneas (Ráez, 2013) y calidad química de las aguas superficiales (García, 2013)) se pretende tener una visión del comportamiento de la MAS y comprender los factores y procesos que la puedan estar afectando.

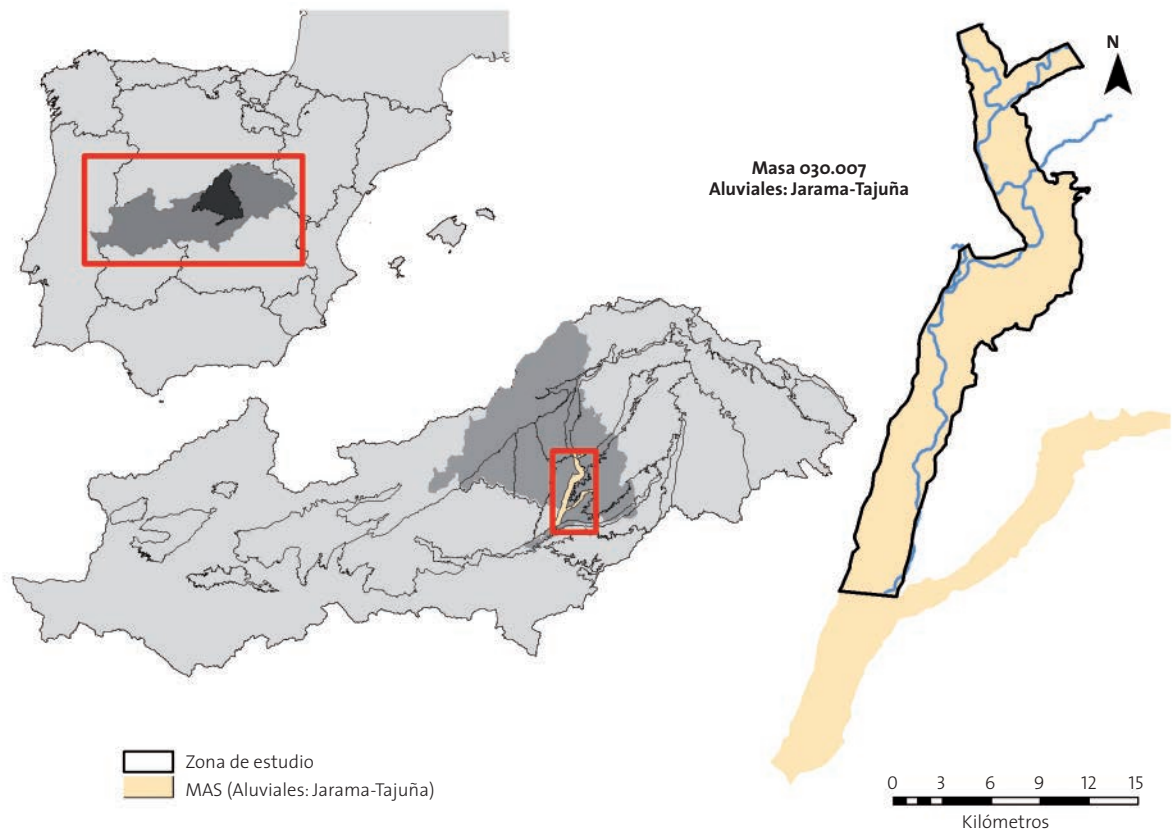
2.2. ÁREA DE ESTUDIO

2.2.1. SITUACIÓN GEOGRÁFICA

La zona de estudio (Figura 1) se sitúa en el sureste de la Comunidad de Madrid, tiene una superficie de 148 km² aproximadamente. Abarca desde la confluencia de los ríos Jarama y Henares (en los alrededores del municipio de San Fernando de Henares) hasta el paso del río Jarama por el municipio de Titulcia. Incluye áreas de los municipios de Madrid, Coslada, San Fernando de Henares, Mejorada del Campo, Velilla de San Antonio, Rivas-Vaciamadrid, Arganda del Rey, San Martín de la Vega, Ciempozuelos y Titulcia. Dentro de la zona de estudio se encuentra parte del Parque Regional del Sureste de la Comunidad de Madrid (declarado como zona protegida por el Gobierno Regional en 1994), que ha venido sufriendo a lo largo del tiempo una seria degradación debida a las actividades urbanas, agrícolas e industriales que se desarrollan alrededor del mismo (Fernández et al., 2000). Uno de los componentes de especial interés de la zona es el sistema río-acuífero, contenido en la masa de agua sub-



Figura 1. Localización de la zona de estudio



terránea “Aluviales Jarama-Tajuña” (con código identificativo 030.007); perteneciente a la cuenca hidrográfica del río Tajo y gestionada por la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT). El área objeto de estudio se solapa con parte de la extensión de la MAS 030.007: desde su extremo norte hasta las proximidades de la desembocadura del río Tajuña en el río Jarama (Figura 1).

El extremo norte de la zona de estudio abarca también parte de las MAS “Aluvial del Jarama: Guadalajara-Madrid” y “Guadalajara”. Puesto que constituyen el límite superior se han controlado también con puntos de control piezométrico. No serán objeto de investigación de este proyecto, pero se han tenido en cuenta por existir pozos de muestreo en ellas y por ser el límite superior de la zona de interés.

El río Jarama es afluente del Tajo en las cercanías de la localidad de Aranjuez, en la zona de estudio tiene un comportamiento meandriforme; recibiendo aguas de varios afluentes: río Henares y arroyo Pantueña por la margen izquierda y río Manzanares por la derecha.

La cuenca del río Jarama, en la que se encuentra la MAS Aluviales Jarama-Tajuña, es la más antropizada de la Comunidad de Madrid. Sus recursos hídricos se ven sometidos a una intensa e insostenible demanda de agua y a una elevada carga de contaminación de origen urbano e industrial (Arauzo et al, 2008). A esto se suman las numerosas graveras para la extracción de áridos que se han establecido en la zona en las últimas décadas, algunas de las cuales siguen en activo, mientras que otras han sido abandonadas.

2.2.2. GEOLOGÍA, HIDROGEOLOGÍA Y CLIMATOLOGÍA

Este río es el sistema fluvial más importante de la zona central de España; sistema que supone un cuarto de la superficie de la Comunidad de Madrid (Blanco-García et al., 2007). El tramo alto del río Jarama recibe sus aguas principalmente del Sistema Central (formado por granitos, gneises, cuarcitas y pizarras mayoritariamente) desde su nacimiento en Sierra Cebollera, a 2.119 m de altitud.

Geológicamente, la zona de estudio se encuentra en la cuenca continental Terciaria del río Tajo, en la zona de transición entre las facies detríticas intermedias y las facies centrales (de carbonatos y evaporíticas) (Uribelarrea et al., 2003). En su parte superficial, esta cuenca está atravesada por el río Jarama, que la cruza de norte a sur. La geología (Figura 2 y Figura 3) está definida por el relleno de materiales terciarios de la Cuenca de Madrid, de origen continental y formado a partir de sucesiones de sedimentación con potencias de hasta 3.500 m (Racero, 1998 en Blanco García et al., 2007); sobre los que están situadas las formaciones cuaternarias asociadas a la dinámica fluvial del río (Bardaji et al., 1990). Estos materiales terciarios afloran a ambos lados del acuífero en cuatro unidades características: yesos (conjunto más inferior consistente en paquetes gruesos de yesos y margas yesíferas), margas (cubriendo el conjunto yesífero y de estratificación horizontal), conglomerados (de gravas y arenas, pero con representación casi nula) y calizas (de carácter lacustre y con espesores inferiores a los 40 m) (Bardaji et al., 1990; Blanco García et al., 2007).



Figura 2. Esquema geológico de la zona de estudio. Modificado de Bardají et al. (1990)

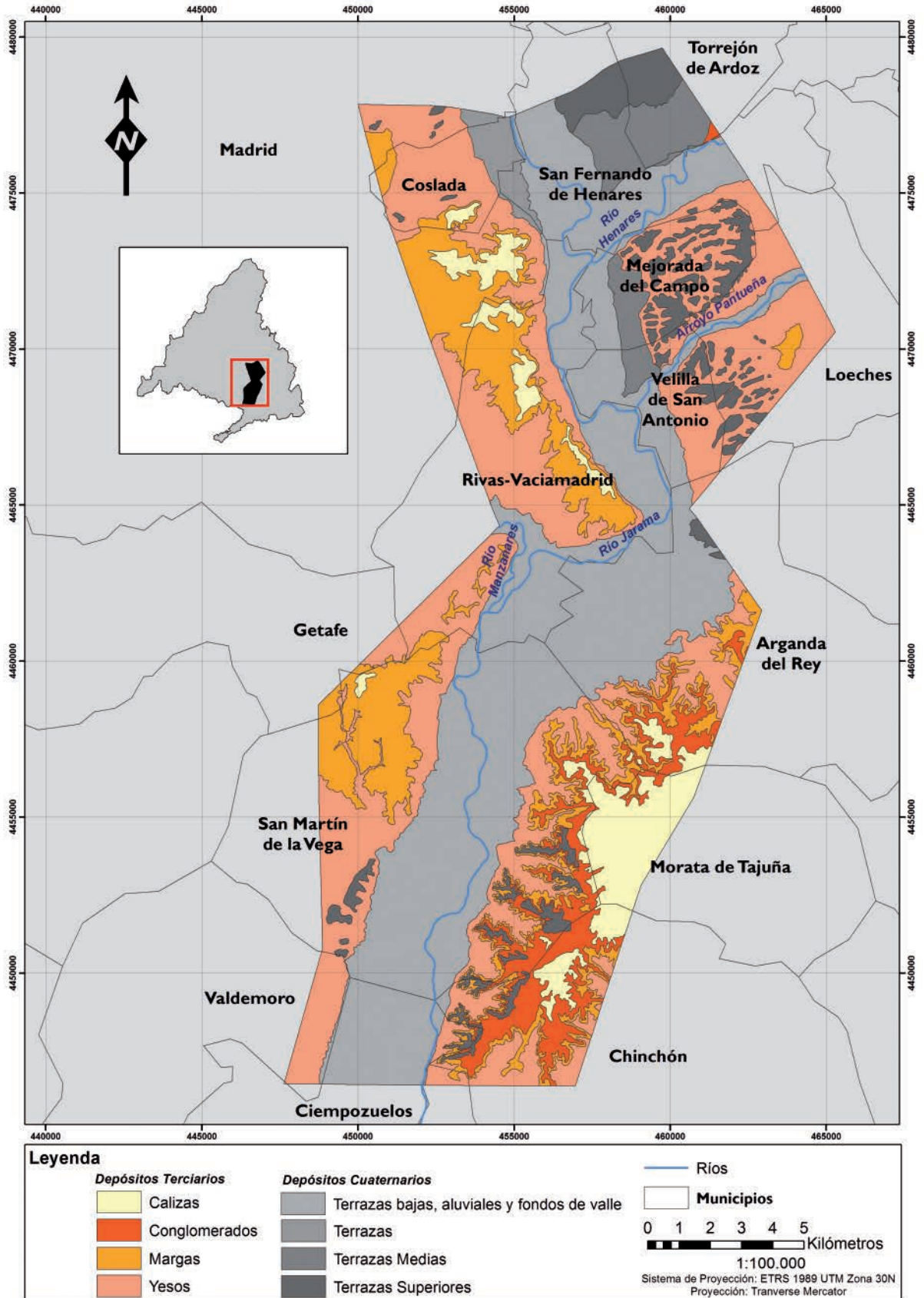
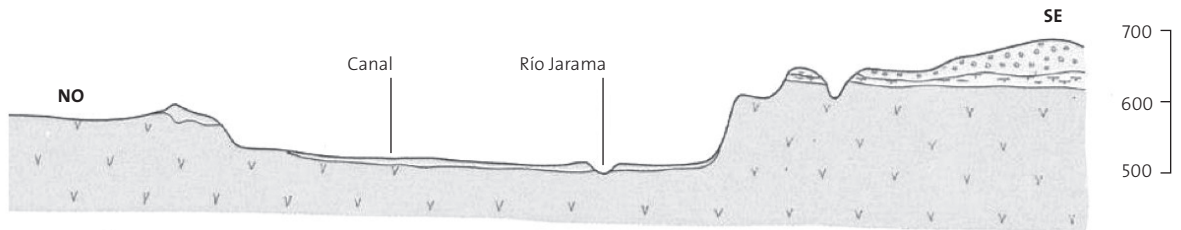


Figura 3. Perfil geológico de la zona de estudio (NO-SE). Modificado de IGME (1972). De techo a muro: I(coluviones, arcillas yesíferas, yesos, gravas, arcillas y arenas), II(margas blancas, calizas, arenas y yesos laminares) y III(margas yesíferas grises y verdes)



De manera general la zona está definida por dos unidades fisiográficas: Vegas y Vertientes; la primera ocupa toda la zona del valle, la otra se sitúa en los bordes de éste otorgando a la zona un relieve suave y alomado, donde los únicos accidentes topográficos se deben a los escarpes que marcan el límite entre unidades (Figura 3).

Los depósitos cuaternarios sobre los que circula el río están compuestos por sedimentos de origen fluvial principalmente (materiales detríticos de diferentes tamaños), aunque también los hay de origen eluvial y coluvial, pero de menor importancia. Bardají et al. (1990), agrupan estos depósitos en tres conjuntos diferenciados, cada uno con una disposición concreta respecto a los niveles freáticos y los denominan inferior, medio y superior, en función de su posición física respecto al cauce del

El conjunto inferior abarca los sedimentos actuales ubicados en el cauce del río, sedimentos de fondo de valle, llanura de inundación y terrazas del río Jarama. Las zonas de terrazas, distribuidas paralelamente a lo largo del cauce (Figura 3) pueden llegar a espesores del orden de entre 3 m y 10 m (Panera et al., 2011) y están formadas por gravas de cuarcita y cuarzo, con algunos niveles de arenas y limos areno-arcillosos al techo, relacionados con la llanura de inundación, que pueden llegar a potencias de hasta 2 m (Bardají et al., 1990). Se trata de terrazas de poco espesor pero de gran extensión, que se aprovechan para el cultivo agrícola en su mayoría (Figura 5).

El conjunto medio incluye los niveles de terraza situados entre 15 m y 30 m por encima del cauce actual. Litológicamente este nivel es igual al inferior, pero los limos procedentes de la llanura de inundación presentan menor potencia (Bardají et al., 1990).

El conjunto superior abarca los niveles de terrazas más altos (desde 40 m hasta 120 m) sobre el cauce del río. Son terrazas que han quedado colgadas y se encuentran separadas entre sí por materiales terciarios.

La MAS Aluviales Jarama-Tajuña (030.007) tiene una superficie total aproximada de 207 km² (CHT, 2007). El acuífero detrítico del sector bajo del río Jarama está definido por la unidad hidrogeológica de "Terrazas bajas y medias-aluviones y coluviones" y formado por el conjunto de terrazas inferiores y medias conectadas hidráulicamente entre sí y con el río. El acuífero es de tipo libre, recarga principalmente por la infiltración de agua de lluvia sobre suelos aluviales y coluviales en su mayoría (Tabla 1)

y por percolación del Terciario infrayacente (yesos) (Bardají et al., 1990), pero también por retornos de riego (CHT, 2007). Los perfiles edáficos dominantes son de tipo Fluvisol y Luvisol (muy permeables) (Guerra y Moturiol, 1970; Monturiol y Alcalá, 1990 en Arauzo et al., 2008).

Tabla 1. Naturaleza de las capas suprayacentes en la zona de captación a partir de la cual recibe su alimentación la masa de agua subterránea (superficies que abarcan)

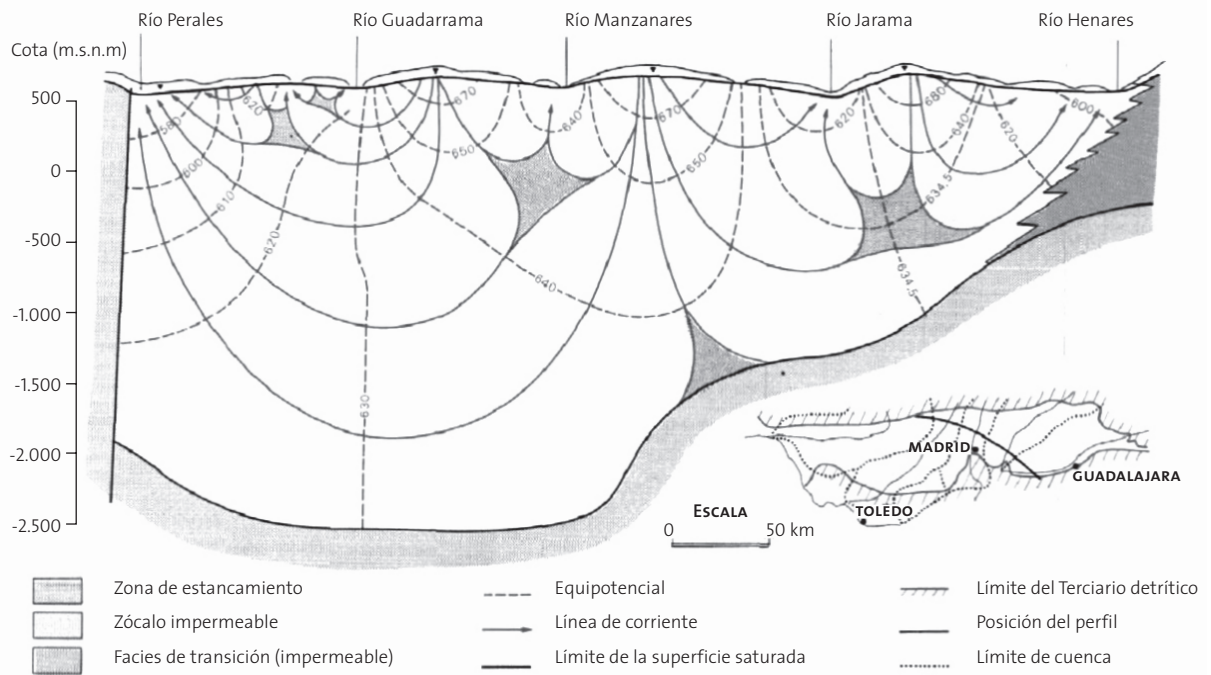
	Km ²	%
Rendziniformes sobre margas	17	8,45
Suelos aluviales, coluviales y transformados por el riego	145	69,93
Suelos pardos calizos	9	4,56
Tierra parda sobre depósitos alóctonos pedregosos	35	17,05

Fuente: CHT, 2007.

El nivel freático en el acuífero oscila entre 0,25 m y 6 m de profundidad (Bardají et al., 1990) en función de la zona. La descarga es directa hacia los ríos, debida en gran parte al flujo local de la zona de terrazas (Bardají et al., 1990), aunque existe también un cierto flujo regional (Figura 4), mucho más lento procedente de las zonas de recarga, ubicadas en las zonas de interfluvio del río (Navarro Alvargonzález, 1993). Existen también masas de agua de menor entidad, situadas en las terrazas medias, que según Arauzo et al. (2008), no están conectadas con el acuífero aluvial principal. Se conocen algunos de los parámetros hidráulicos del acuífero en la zona de estudio gracias a ensayos de bombeo realizados en otros estudios (Bardají et al., 1990); los valores de transmisividad oscilan entre 632 m²/día y 3.500 m²/día y el coeficiente de almacenamiento es de 0,7. Carreño et al., (2013) realizan un modelo 3D de la zona de estudio y estiman su volumen total en 9.250Hm³, lo que representa unas reservas de aguas subterráneas de 1.250Hm³. Las aguas del acuífero presentan en general una deficiente calidad química, pudiendo presentar en algunos casos problemas bacteriológicos (en función de la zona); son de escaso interés para el abastecimiento humano fuera de soluciones de emergencia (López-Camacho e Iglesias, 2000) empleándose en su mayoría para riego y usos industriales a través de captaciones particulares.



Figura 4. Esquema de la red de flujo del Sistema Acuífero de Madrid (tomada de Navarro Alvargonzález, 1993)



El clima de la zona de estudio se caracteriza por unas marcadas variabilidades estacionales y mensuales, con veranos secos y calurosos e inviernos fríos y húmedos. Los volúmenes de precipitación son máximos entre los meses de febrero a marzo, con máximos en diciembre y descensos en enero; el mes de mínima precipitación es agosto (Uribelarrea et al., 2003).

2.2.3. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL

La problemática ambiental asociada a la MAS del río Jarama se debe a las características intrínsecas de la zona y a las actividades que se desarrollan en ella.

En el ámbito geológico, el carácter aluvial del terreno hace que la vulnerabilidad del acuífero sea elevada, estando la zona de estudio caracterizada como "zona muy vulnerable debido a materiales permeables por porosidad y fisuración" según el Mapa Hidrogeológico de España (ITGME, 1997). Navas et al. (1998) en Arauzo et al. (2008), describen la unidad hidrogeológica cuaternaria como de vulnerabilidad muy alta, con una zona no saturada altamente permeable y nivel freático a menos de 5 m de profundidad. La alta permeabilidad del sustrato junto con la escasa profundidad del nivel freático contribuyen a que aumente la vulnerabilidad de la MAS subyacente.

Es en la zona del curso medio-bajo donde los recursos hidrogeológicos del río están sometidos a una intensa explotación en cuanto a la demanda de agua, a la capacidad de acogida de vertidos (en gran parte por las características de los núcleos urbanos que atraviesa el cauce) y a la extracción de áridos. El carácter aluvial de la zona de estudio (Figura 2), junto con su proximidad geográfica a Madrid y otros núcleos urbanos donde

la construcción ha sido un factor importante en su desarrollo, ha hecho que durante años se instalasen numerosas empresas de extracción de áridos. En la actualidad existen puntos de extracción todavía en activo y otros que han sido abandonados y restaurados como lagunas artificiales (Figura 5), por ejemplo.

El impacto que generan las graveras en el acuífero es muy significativo. A parte de los mencionados anteriormente; según Bardají (1990), cuando la extracción se genera por debajo del nivel freático algunos de los impactos son: desaparición física de parte del acuífero (zona saturada), descenso del nivel freático en la zona de extracción y alteración de la red de flujo por relleno con materiales de diferentes características, aparición de laguna residuales por cortes de la superficie freática, susceptibilidad a la degradación de la calidad del agua, e incremento del riesgo de contaminación de las aguas subterráneas del entorno al perderse la capa de material superficial. Cuando la explotación no llega al nivel freático los impactos que pueden producirse según Bardají et al. (1990) son: desaparición del soporte susceptible de albergar agua subterránea en caso de incremento del nivel piezométrico, descenso de la capa de protección frente a la contaminación de las aguas subterráneas y posibilidad de percolación hacia el acuífero de sustancias contaminantes que pudiesen estar contenidas en los materiales de relleno por movilización por aguas de infiltración.

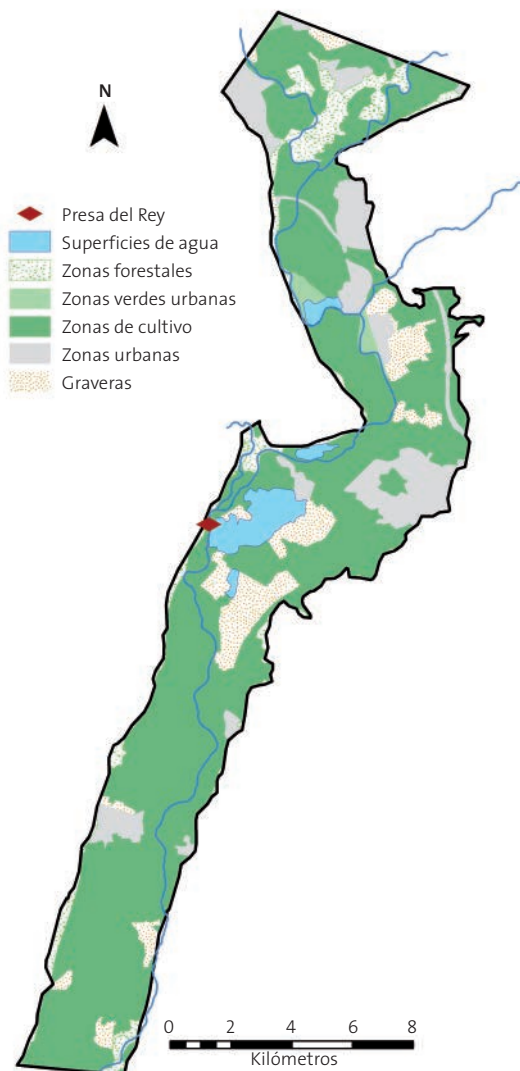
Las explotaciones de áridos provocan, por tanto, un impacto significativo tanto en la fase de explotación como en la de abandono, lo que incrementa la vulnerabilidad del acuífero y hace necesarias acciones para protegerlo.

La demanda de agua para abastecer los usos agrícolas a lo largo de los 100 km² aproximados de superficies de cultivo de la



zona de estudio es elevada. Los cultivos de verano se basan en maíz, alfalfa y arbóreos (regados por inundación) mientras que existen zonas de las vegas que se riegan por aspersión (Arauzo et al., 2008). Las Vegas de la Comunidad de Madrid (Vega del Jarama, del Henares, del Tajuña y del Tajo) están situadas sobre los depósitos aluviales de la cuenca del Jarama (solapándose con el acuífero aluvial), y sus economías se basan principalmente en la agricultura de regadío (Arauzo et al., 2008). Parte de esta demanda se cubre en la zona norte y centro mediante el empleo de pozos (San Fernando de Henares, Mejorada del Campo, Velilla de San Antonio, Rivas-Vaciamadrid y Arganda del Rey). En la zona de la Vega Baja del Jarama la demanda se cubre de manera diferente. Existe una infraestructura denominada "Presa del Rey" (Figura 5), dentro del término municipal de Rivas-Vaciamadrid. La finalidad de este azud es retener el agua del río Jarama y distribuirlo a lo largo de 70 km de canales y acequias, que atraviesan los términos municipales de San Martín de la Vega y Ciempozuelos, entre otros, y acaban desembocando en el término municipal de Mocejón (Toledo) en el río Tajo. Este sistema de riego con aguas procedentes de la red fluvial ha hecho que desaparezca la explotación de la mayoría de pozos en esta zona de aluvial (Arauzo et al., 2008).

Figura 5. Usos del suelo en la zona de estudio (Corine Landcover, 2006). Ubicación de graveras, lagunas y "Presa del Rey"



Como consecuencia de los métodos empleados en el regadío, los retornos de riego hacia el acuífero y al río son importantes (Arauzo et al., 2008). La influencia que éstos tienen sobre el medio receptor no está solo condicionada por las características de estas aguas (concentración de fertilizantes o plaguicidas), sino también por las características del acuífero (Causapé, 2007). Por ello es importante conocer los flujos de agua en el sistema para poder valorarla.

3. METODOLOGÍA

El proyecto que aquí se desarrolla se centra en el estudio de la evolución hidrogeológica de la MAS en un periodo espacial de año y medio, para el que se tendrán en cuenta las particularidades del acuífero y los factores ambientales externos que le afectan.

3.1. INVENTARIO DE PUNTOS DE AGUA: DESARROLLO DE UNA BASE DE DATOS GEORREFERENCIADA

Para el estudio de la evolución de la superficie freática de una MAS se necesita conocer la altura del nivel piezométrico a lo largo de la misma. Esta vendrá determinada por la presión atmosférica en acuíferos libres y por la presión a la que se encuentre el acuífero en los confinados. La MAS 030.007 es un acuífero libre; por ello, en los puntos en los que haya perforaciones o pozos el agua permanecerá en el nivel en que se corte esta superficie. Así mismo, descensos en la zona saturada implicarán descensos en el nivel de la superficie freática. El estudio hidrogeológico que aquí se trata se ha realizado mediante la medición de profundidades de agua en pozos abiertos o sondeos.

Se disponía de un primer inventario de puntos de agua (Mota, 2012) entre los que figuraban pozos privados, pozos de instituciones que colaboraban con el estudio y pozos de los que se desconocía su titularidad, por no estar en propiedades cerradas. Empleando como punto de partida este inventario, se construyó una base de datos georreferenciada para almacenar la información y poder gestionarla. De esta forma fue posible gestionar la red de control piezométrica y de calidad de la MAS.

El diseño de la base de datos consta de tres tablas principales: una tabla (I) para caracterizar la masa de agua (en previsión de poder añadir datos de campo de otras masas), una tabla (II) con información sobre cada punto de muestreo (coordenadas geográficas y UTM, cota del punto, altura del brocal y diámetro del pozo, dirección, municipio, imágenes de los pozos y planos de acceso a la zona, entre otros) y una tabla (III) con datos de las campañas de muestreo (nombre de la campaña, fecha, profundidad del agua y piezometría calculada). Las tablas I y II se relacionan mediante el código de identificación de la MAS (030.007) en este caso, de forma que haya tantas tablas II como MAS en la base de datos. La tabla II genera automáticamente un número de tres cifras (ooo) para identificar cada uno de los pozos; se emplea como elemento de relación con la tabla III, de manera que cada pozo se enlaza con los datos tomados en campo.



La base de datos permite obtener fichas para cada pozo, de manera que se pueda tener en campo la información para la ubicación y toma de datos. Además, se puede acceder a la misma desde cualquier dispositivo móvil u ordenador a través del navegador, permitiendo introducir datos en tiempo real según se toman en campo.

En cada campaña de campo se fueron anotando datos sobre las características de los pozos, de manera que la base de datos estuviese en continua actualización para ayudar en futuras campañas de campo.

El software empleado para gestionar la base de datos ha sido *Filemaker Pro 12* sobre *Mac OS X* (versión 10.8).

3.2. CAMPAÑAS DE CAMPO PARA TOMA DE DATOS

Al inicio de este proyecto, ya se habían llevado a cabo varias campañas de campo anteriores para la localización y medición de pozos y niveles piezométricos; en los meses de enero, abril y septiembre de 2012 (Mota, 2012). Las campañas posteriores (diciembre de 2012 y abril de 2013) se desarrollaron en el marco de este proyecto de investigación. Tuvieron lugar los días 19 y 20 de diciembre y 15 y 16 de abril y se tomaron medidas de los niveles piezométricos, muestras de agua subterránea a través de pozos (Ráez, 2013) y muestras de agua de cauces superficiales (García, 2013) (Figura 7).

Durante las campañas se midió la profundidad a la que se encontraba la superficie freática de los pozos inventariados mediante una sonda eléctrica. Este dispositivo consta de un carrito con cinta métrica a la que está unida una sonda de acero inoxidable, cuando la sonda toca el agua se cierra el circuito eléctrico y la batería contenida en el carrito hace sonar una alarma. Se tomaron anotaciones de las características del entorno, de las de los puntos de muestreo y de los posibles comentarios de los dueños de pozos o agricultores de la zona.

La selección de estas fechas atiende al comienzo del año hidrogeológico, buscando que el espacio temporal entre toma de datos fuese trimestral (cuatro campañas anuales) y ajustándose al calendario del curso académico. De esta manera se pretende responder a las necesidades de explorar los efectos de las precipitaciones invernales (momento en el que se esperaba que la superficie freática se encontrase en su nivel más alto) y el estiaje (momento de menor recarga y mas evapotranspiración) en la dinámica del acuífero. También se pretendía explorar los efectos de la agricultura de regadío sobre la dinámica hídrica en el sistema río-acuífero. Se esperaba que en el periodo de verano (durante la máxima demanda de agua de los cultivos) hubiese variaciones, debido a las extracciones que se hacen desde el cauce fluvial (Arauzo et al., 2008).

3.3. CARTOGRAFÍA TEMÁTICA

Para el diseño de la cartografía temática que sirve como base para el estudio de la evolución hidrogeológica de la MAS, se ha empleado el software *ArcMap*. La información georreferenciada de los puntos de agua se obtuvo de la base de datos, en la que previamente se habían introducido los valores de la cota

del terreno, obtenidos a partir del vuelo LIDAR 2010 obtenido a través de la Comunidad de Madrid.

Conociendo la cota del terreno (C), la profundidad de la superficie freática en el pozo (p) y el brocal (b) del mismo, se calculó el nivel piezométrico del acuífero (NP), según la fórmula:

$$NP = C - (p - b)$$

Posteriormente se procedió a representar los pozos en la cartografía junto con sus valores de nivel piezométrico en las diferentes campañas de campo.

Conociendo la extensión del acuífero, los límites impermeables y las cotas del nivel piezométrico a lo largo del mismo es posible para dibujar las líneas equipotenciales (o isopiezas) del acuífero. Se emplearon diferentes herramientas de *ArcMap*. En primer lugar se interpolaron los datos empleando el procedimiento geostatístico *Kriging*, que genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos dispersos. Sirve, por tanto, para hacer una composición aproximada de la situación de las líneas equipotenciales aparentes del acuífero en vista a un procesamiento posterior para obtener la superficie definitiva. El uso de esta herramienta implica que se deba estudiar el comportamiento espacial de fenómeno representado, ya que no tiene en cuenta los límites impermeables del acuífero ni las masas superficiales de agua (ríos o lagunas) que pueden estar aportándola o extrayéndola.

Además hay que determinar el método de aproximación que mejor se adapte al comportamiento espacial del fenómeno representado. Se optó por emplear el método *Kriging* ordinario con un modelo de semivariograma lineal, ya que ofrece resultados más acordes al comportamiento normal de la superficie de un acuífero detrítico (Kumar, 2006). El resto de opciones de configuración de la herramienta se mantuvieron como las determinó el programa por defecto.

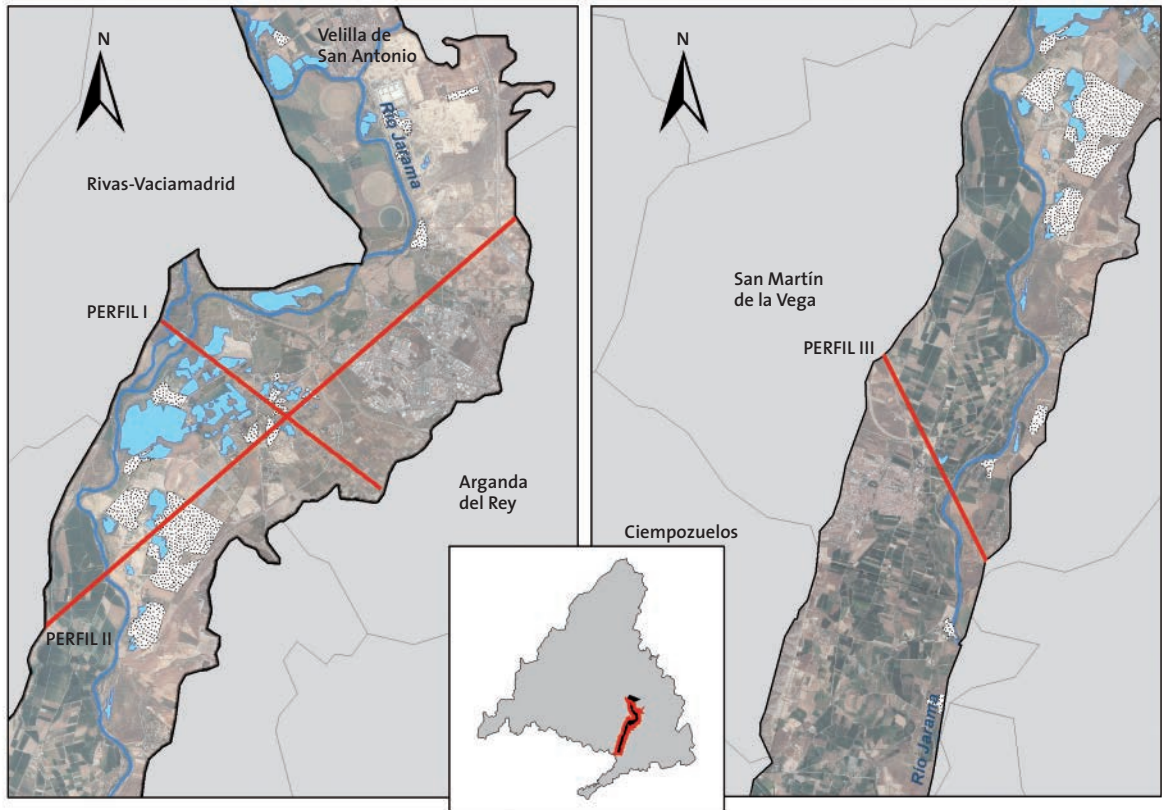
Una vez obtenido el archivo *raster* (imagen de mapa de bits) de la superficie equipotencial aparente de la MAS, se dibujaron las líneas equipotenciales aparentes en intervalos de 2 m mediante la herramienta de *ArcMap* "curvas de nivel". Esta primera aproximación sirvió para tener una visión global de la situación del acuífero y poder localizar pozos con mediciones erróneas o en situaciones anormales. Se decidió no tener en cuenta los pozos situados fuera del aluvial o en MAS adyacentes (puntos con ID 013, 030 y 031) (Figura 7), ni aquellos que por los valores de profundidad medidos se dedujera que pudieran estar en uso, lo que implicaría que el nivel freático estuviese en situación dinámica (puntos con ID 037, 045 y 050) (Figura 7).

Finalmente se dibujaron las isopiezas para cada una de las 5 campañas de campo existentes, teniendo en cuenta las características y propiedades de la MAS de estudio para visualizar la situación hidrogeológica y obtener un modelo de la distribución de los flujos de agua subterránea en cada periodo.

Partiendo del modelo de isopiezas se interpolaron las líneas equipotenciales (mediante la herramienta "topo a raster" de *ArcMap*) para obtener un modelo más acorde a la realidad de la superficie piezométrica de la MAS en la zona de estudio. De esta manera se estimó la superficie piezométrica en la totalidad de la extensión del acuífero en cada una de las diferentes campañas



Figura 6. Localización de los perfiles estudiados en la zona de trabajo



de campo. Puesto que las superficies totales estaban modeladas mediante archivos raster (mapa de bits) se llevaron a cabo operaciones algebraicas: restas entre campañas para evaluar los isodensos en la MAS en los periodos interanuales (abril de 2012 - abril de 2013 y enero de 2012 - diciembre de 2012) e interestacionales (abril 2012 - septiembre de 2012).

3.4. LEVANTAMIENTO DE PERFILES TOPOGRÁFICOS Y DETERMINACIÓN LA SUPERFICIE FREÁTICA

Hasta este punto la metodología se había basado en obtener datos en dos dimensiones (X e Y) únicamente. Mediante la comparación de perfiles topográficos y de perfiles piezométricos (Figura 6) en varios puntos de la zona de estudio se pretende tener una visión espacial de la evolución de la MAS.

Las zonas estudiadas son dos:

- Zona central (Rivas-Vaciamadrid y Arganda): puesto que es en la que se concentra la mayoría de puntos de extracción de áridos, se va a estudiar la evolución de la MAS en detalle. Se realizaron dos levantamientos, uno con orientación noroeste (NO) sureste (SE) (perfil I) y otro en sentido noreste (NE) suroeste (SO) (perfil II).
- Zona sur (San Martín de la Vega): se trata de la zona de vegas de cultivo. Con objeto de estudiar la influencia del riego en la dinámica hidráulica de la MAS se dibujó un perfil con orientación noroeste (NO) sureste (SE) (perfil III).

3.5. DETERMINACIÓN DE FACTORES AMBIENTALES CON EFECTOS EN LA MAS

Con objeto de comprender los factores ambientales que afectan a la dinámica de la MAS se tomaron datos de la estación meteorológica situada en la Laguna de las Madres (Arganda, Madrid); gestionada por Miguel Álvarez Cobelas, investigador responsable de la estación y personal del Instituto de Recursos Naturales - Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC).

Se empleó el método de Linacre para calcular la evapotranspiración potencial (ET) en las inmediaciones, puesto que según Xu y Shing (2001), los valores obtenidos de esta manera se aproximan más a la ET real que mediante otros métodos como el de Thornthwaite.

$$ET(Linacre) = \frac{\left(500 \cdot \frac{T_m}{(100 - A)} + 15 \cdot (T - T_d)\right)}{80 - T} \text{ (mm/día)}$$

Donde:

- T_m es la temperatura media reducida al nivel del mar: aplicando un gradiente vertical medio de $0,6^\circ\text{C}/100 \text{ m}$. [$T_m = T + (0,006 \cdot Z)$]
- Z es la cota sobre el nivel del mar.
- A es la latitud en grados.
- T es la temperatura media en grados centígrados.
- T_d es el punto de rocío medio.



La estación meteorológica recopila datos de temperatura media y temperatura del punto de rocío cada 10 minutos, entre otras variables. Se procesó la información para obtener una estimación mensual media de los valores de ambas temperaturas y obtener el valor de ET (en mm/día) para cada uno de los 12 meses del año. Se tomaron 30 días como media de todos los meses y se multiplicó por la ET calculada, para determinar un valor medio de ET mensual. Estos resultados se tomaron como valores medios de la zona de estudio, ya que la estación meteorológica se encuentra en el sector central de la misma.

Para estimar la precipitación media mensual en la zona de estudio se emplearon datos de precipitación media diaria en la Comunidad de Madrid, proporcionados por la Agencia Estatal de Meteorología.

4. RESULTADOS

El estudio de la evolución hidrogeológica de la MAS se va a enfocar desde el punto de vista de la variación de los niveles piezométricos a lo largo de una escala temporal corta, a través de la información obtenida en las campañas de campo.

Los datos de las campañas de diciembre de 2012 y abril de 2013 se obtuvieron a partir de la red de control piezométrica y de calidad (Figura 7). Tras el procesado de la información según se describe en la metodología se obtuvieron los mapas de isopiezas de la MAS para diciembre de 2012 (Figura 8) y abril de 2013 (Figura 9). En la cartografía de isopiezas se han representado las principales zonas de descarga y recarga del acuífero, de manera que se pueda visualizar el flujo de agua en la MAS.

El diseño de la red piezométrica (Mota, 2012) está basado en pozos ubicados a lo largo de toda la zona de estudio, de manera que queden lo suficientemente espaciados entre sí para que la toma de datos de piezometría sea representativa de la situación del acuífero. En la zona central del área de estudio se incrementó la densidad de pozos, puesto que es la zona en la que se concentran el mayor número de graveras para la extracción de áridos, con el fin de estudiar con más detalle los efectos que tienen sobre la MAS las áreas de extracción.

La distribución de los puntos de muestreo de calidad de aguas subterráneas y superficiales atiende al objetivo de cubrir toda la zona de estudio con la toma de muestras, de manera que se consiga la mayor representatividad de la calidad química del agua del sistema río-acuífero.

La dinámica del acuífero, en cuanto al flujo del agua, en las campañas de abril de 2013 y diciembre de 2012 es similar. Predominan las descargas del acuífero hacia el río Jarama en el norte del área de estudio. Existe un área de recarga por percolación del terciario (yesos) al este, entre los municipios de Velilla de San Antonio y Arganda del Rey. En las zonas de la desembocadura del río Manzanares en el río Jarama y en la desembocadura del Arroyo de la Vega de Madrid (en el término municipal de San Martín de la Vega) se aprecian otras dos zonas de recarga. Por último, la zona sur tiene una dinámica particular. Por la zona oeste del área de vegas se estaría produciendo recarga, mientras que en la zona este se estarían produciendo descargas hacia el río Jarama, que actúa de límite del área de estudio.

A fin de poder comparar la situación de la MAS en las campañas de abril de 2013 y diciembre de 2012 con la de campañas anteriores (Mota, 2012), se tomaron los datos de éstas para componer los mapas de isopiezas para enero de 2012, abril de 2012, y septiembre de 2012 (Anexo: Figura 20, Figura 21 y Figura 22). Puede observarse, por la morfología de las isopiezas, que el flujo de agua en el acuífero no se ha visto modificado significativamente a lo largo de las campañas. Las zonas de recarga y las de descarga locales son las mismas que se han observado en las campañas más recientes.

La cartografía de isodescensos se obtuvo a partir de los datos de isolíneas de las campañas de campo. Existen datos de isodescensos para los periodos interanuales de abril de 2012 a abril de 2013 (Figura 10) y enero de 2012 a diciembre de 2012 (Figura 11); así como para el periodo interestacional de abril de 2012 a septiembre de 2012 (Figura 12). Esta cartografía representa la variación del nivel piezométrico de la superficie del acuífero entre los periodos de tiempo indicados.

A grandes rasgos, las variaciones entre periodos interanuales como los de enero de 2012 y diciembre de 2012 o abril de 2012 y abril de 2013 son de pequeña magnitud. La zona norte de la MAS tiene variaciones de entre 0 m y 1 m, al igual que la zona central de vegas (situada al sur). Destacan por su comportamiento dos zonas concretas de la MAS: oeste del sector central y este de la zona sur. En la primera de ellas se observa que en el periodo comprendido entre enero y diciembre de 2012 se produce una variación positiva del nivel freático (de hasta 4 m), mientras que en el periodo de abril de 2012 a abril de 2013, la variación es negativa (con descensos de hasta 5 m). En la segunda zona la evolución de la superficie de la MAS en el periodo de enero de 2012 a diciembre de 2012 es negativa, con descensos de hasta 4 m; en el periodo de abril de 2012 a abril de 2013 la superficie llega a ascender hasta 4 m.

En el periodo interestacional de abril de 2012 a septiembre de 2012, que abarca desde el momento final del aporte de agua por las lluvias de primavera y el deshielo (abril) hasta el final del periodo seco del verano (septiembre), se observa que la zona norte tiene una variación positiva del orden de 1 m. Esto mismo ocurre en la zona sur de vegas, en donde en la mayor parte de su extensión se produce un incremento del nivel freático de hasta 4 m. Un comportamiento a destacar es el que ocurre en los bordes del aluvial en la zona centro, donde se observan descensos en ambos extremos (este y oeste) de hasta 5 m.

Se han estudiado tres perfiles donde se comparan los niveles piezométricos de la MAS en cada una de las campañas de campo con la topografía del terreno. Para cada uno de ellos existen, además, figuras con el detalle de los niveles piezométricos (Figura 14, Figura 16 y Figura 18).

En el primero de los perfiles (Figura 13) se distinguen las diferencias en el nivel de la superficie freática en los momentos de toma de datos. Se ha levantado en dirección perpendicular al flujo del agua en la MAS. El mes de abril de 2013 es en el que la superficie freática se encuentra a menor profundidad (Figura 14), seguido por diciembre, abril y enero de 2012. La morfología del nivel freático en septiembre de 2012, sobre todo en la zona de los bordes del aluvial se aprecia también en el mapa de isodescensos interestacional (Figura 12).



Figura 7. Red de control piezométrico y calidad de la MAS en el área estudiada

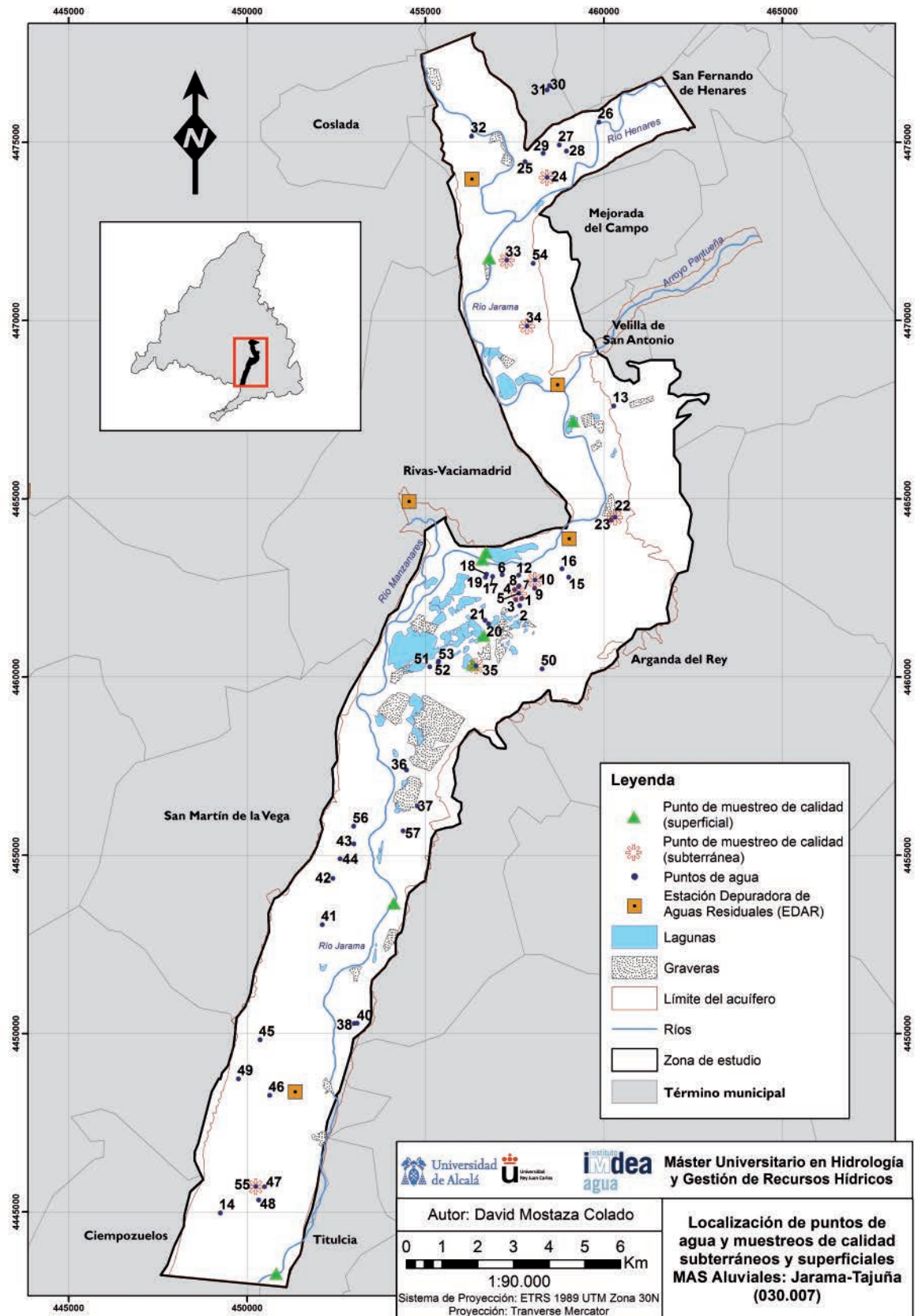




Figura 8. Mapa de isopiezas para la campaña de diciembre de 2012 (días 19 y 20 de diciembre), donde se indican las zonas de recarga local

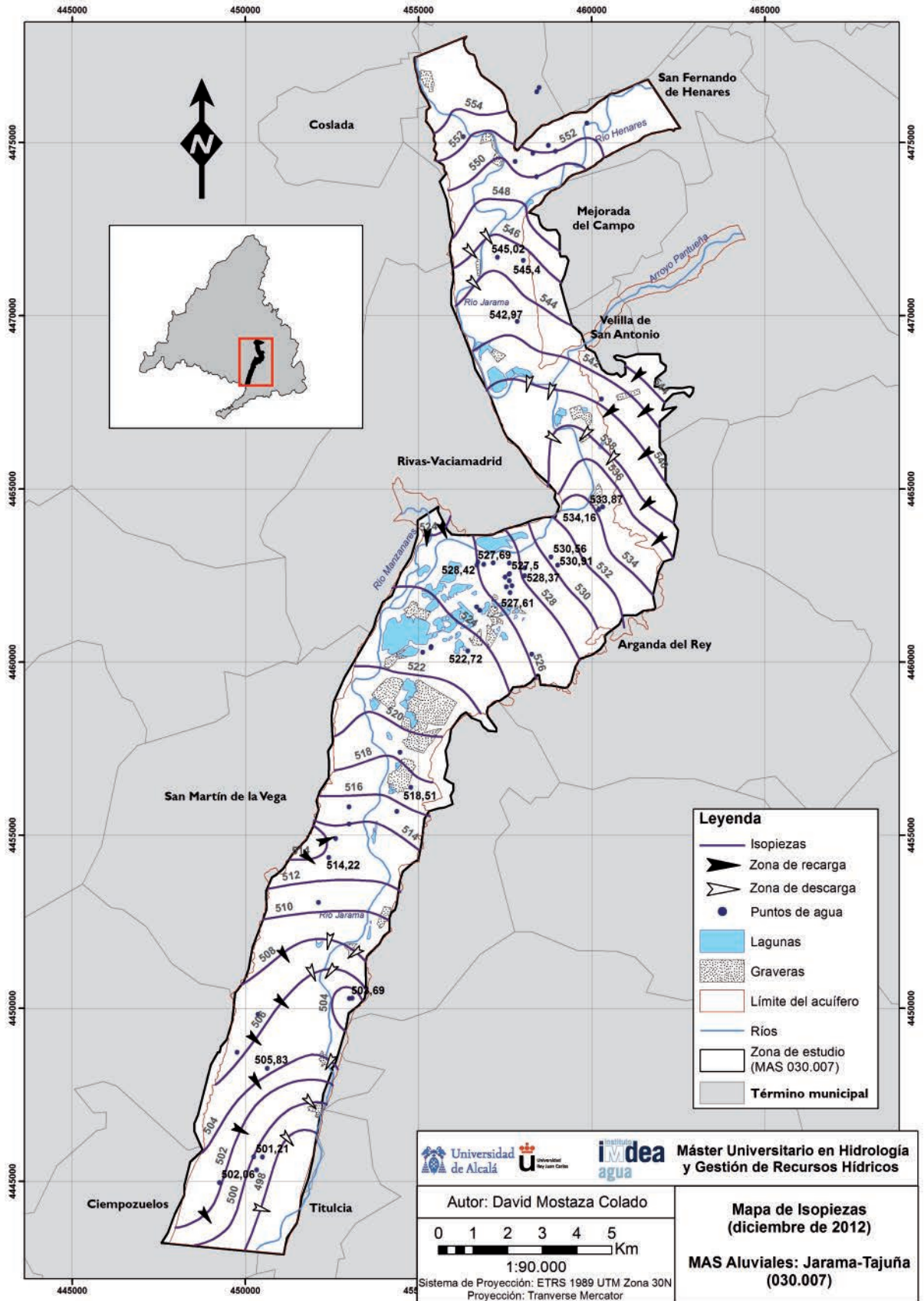




Figura 9. Mapa de isopiezas para la campaña de abril de 2013 (días 15 y 16 de abril), donde se indican las zonas de recarga local

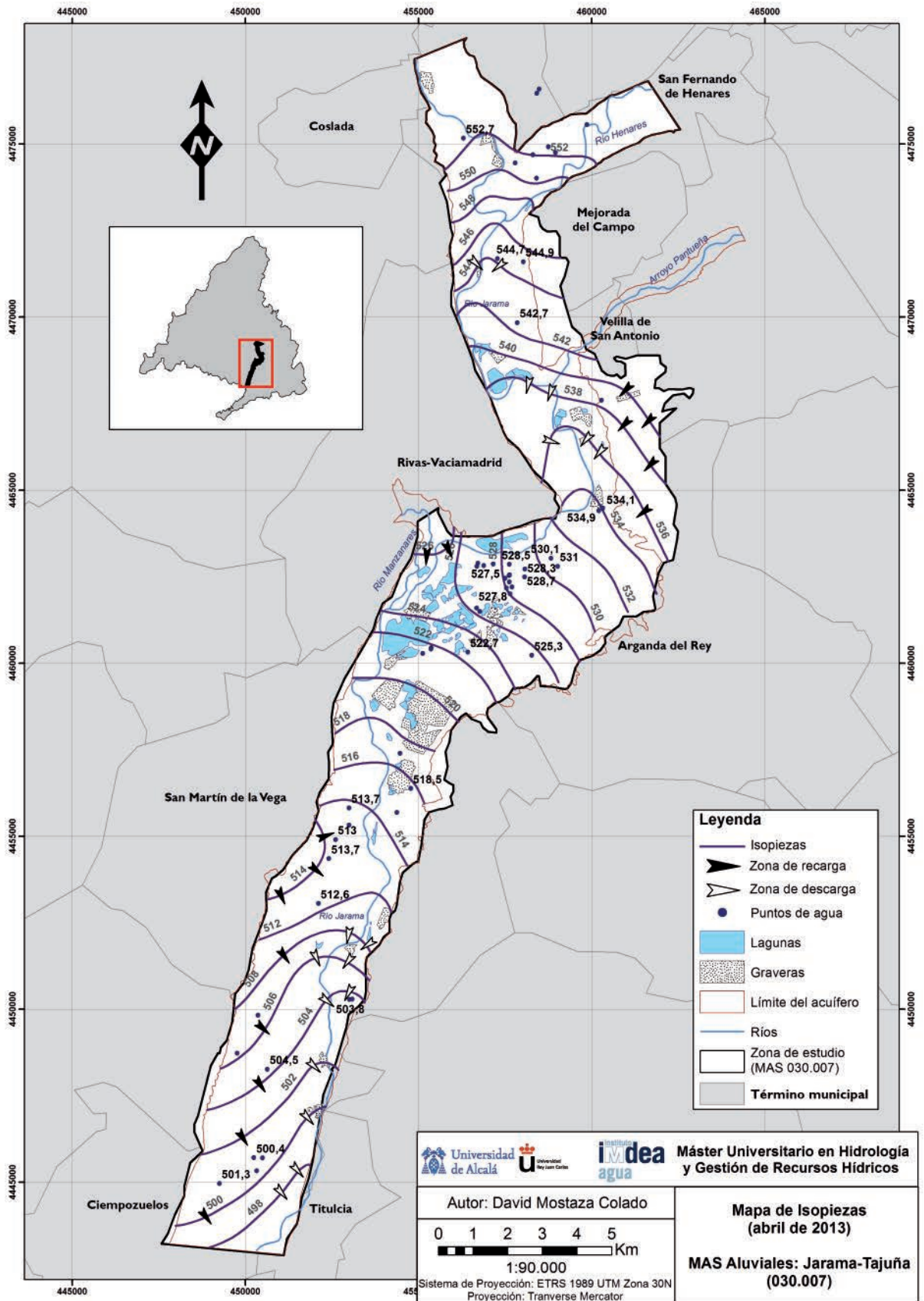




Figura 10. Isodescensos de la MAS 030.007 (periodo interanual: abril de 2012 a abril de 2013)

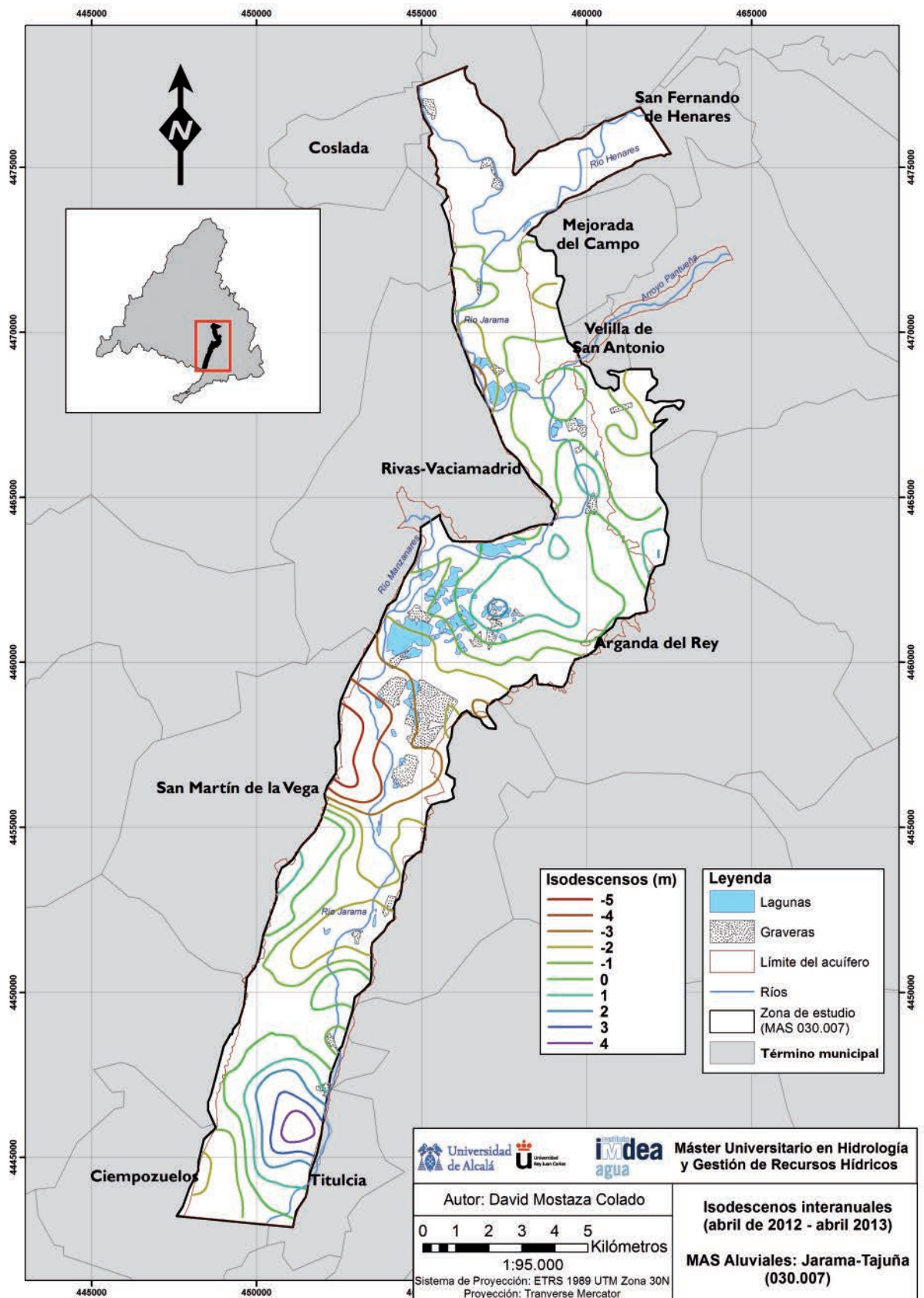




Figura 11. Isodescensos de la MAS 030.007 (periodo interanual: enero 2012 a diciembre 2012)

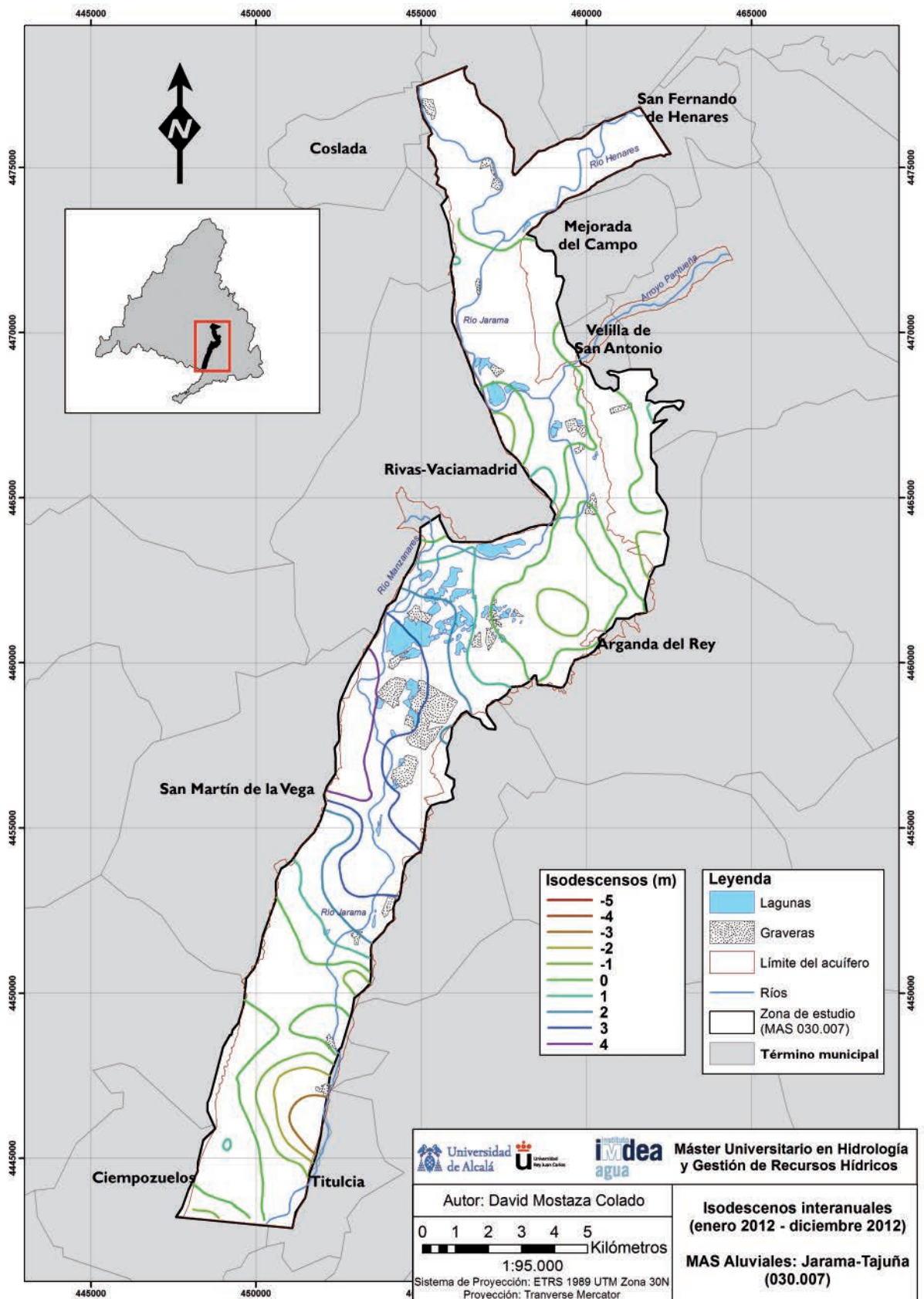




Figura 12. Isodescensos de la MAS 030.007 (periodo interestacional: abril 2012 a septiembre 2012)

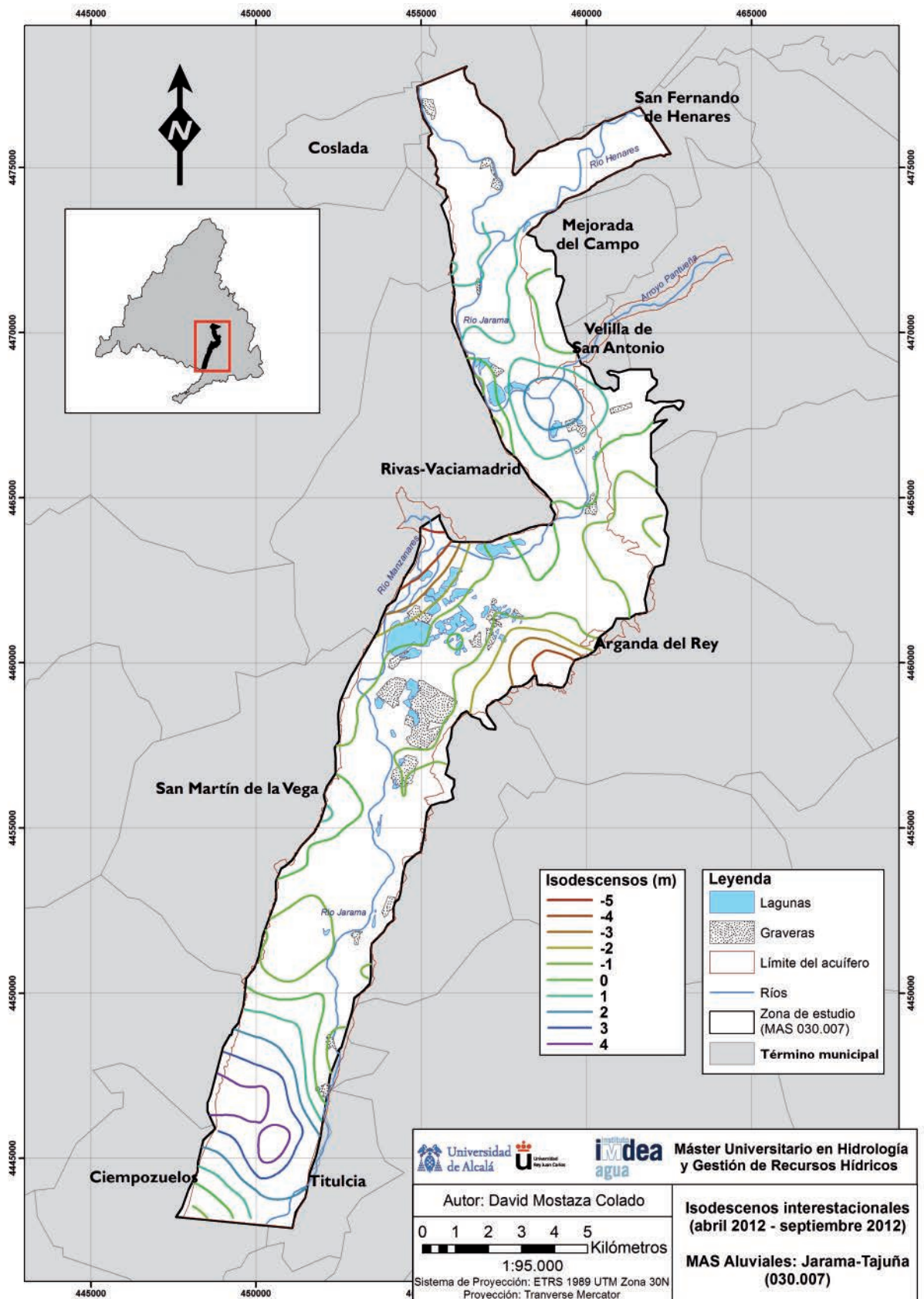




Figura 13. Perfil topográfico y piezométrico I. La morfología del terreno aparece exagerada debido a las diferentes escalas empleadas para representar la distancia horizontal (eje de abscisas) y las cotas (eje de ordenadas)

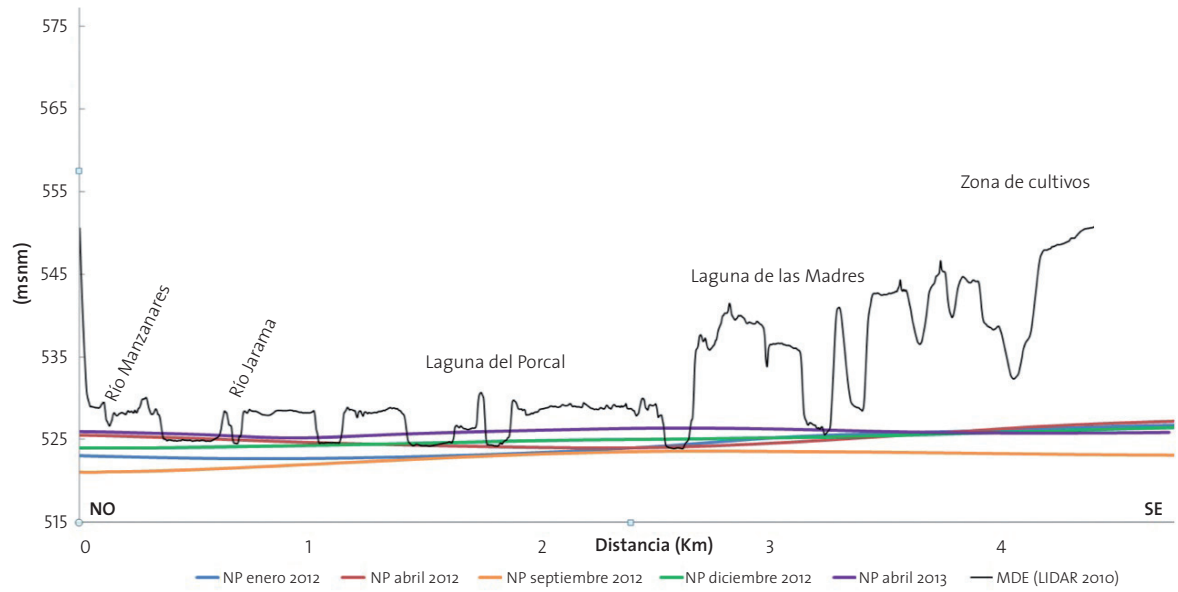


Figura 14. Detalle de la variación de niveles piezométricos en el perfil I

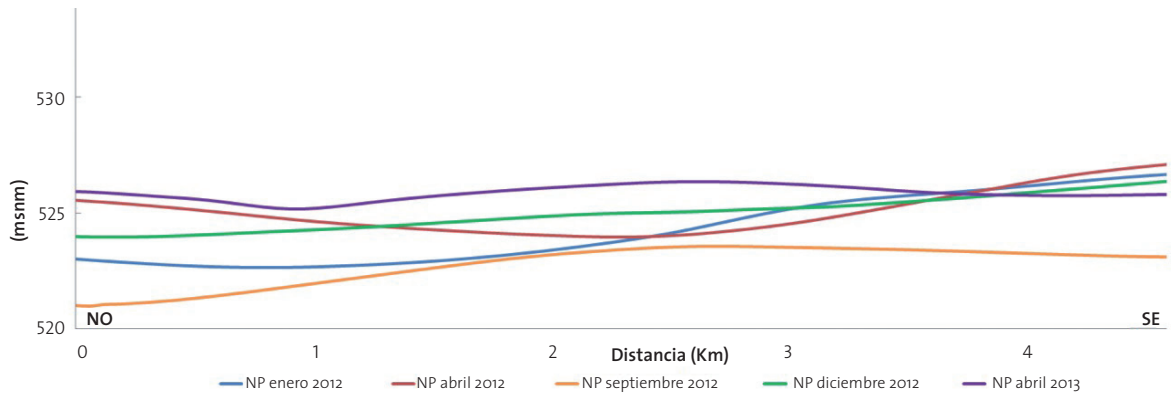




Figura 15. Perfil topográfico y piezométrico II. La morfología del terreno aparece exagerada debido a las diferentes escalas empleadas para representar la distancia horizontal (eje de abscisas) y las cotas (eje de ordenadas)

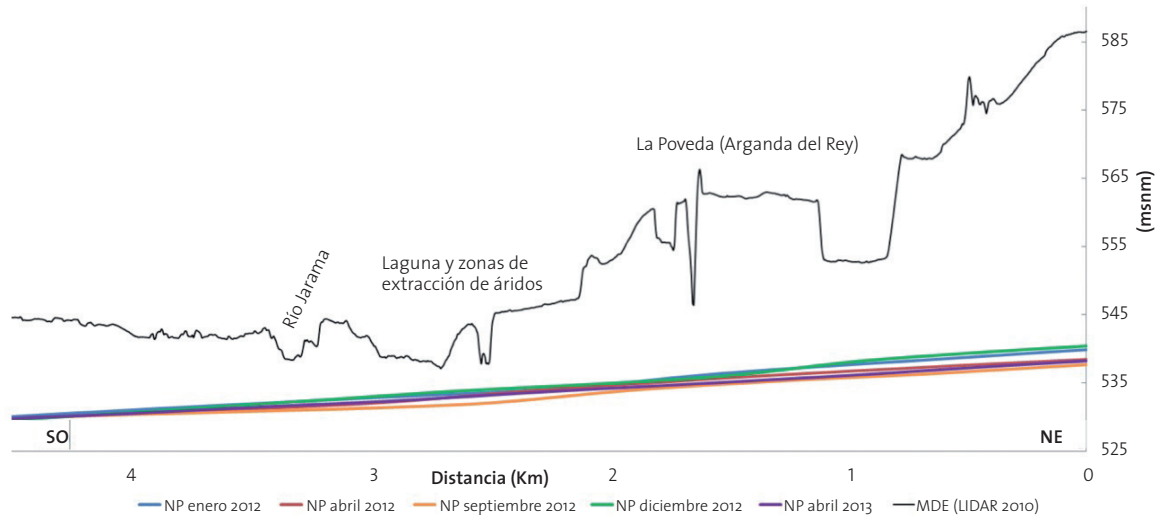


Figura 16. Detalle de la variación de niveles piezométricos en el perfil II

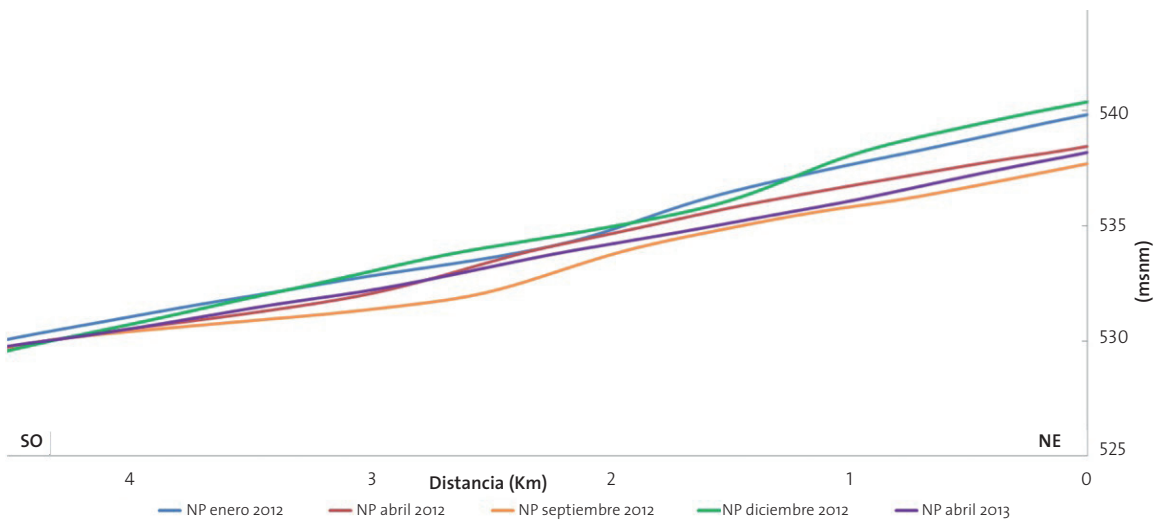




Figura 17. Perfil topográfico y piezométrico III. La morfología del terreno aparece exagerada debido a las diferentes escalas empleadas para representar la distancia horizontal (eje de abscisas) y las cotas (eje de ordenadas)

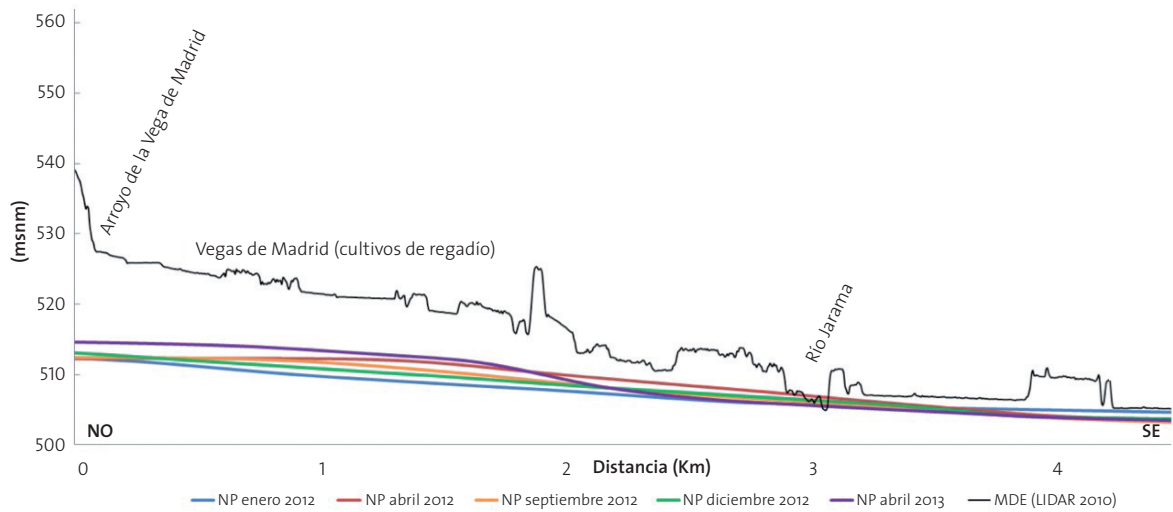
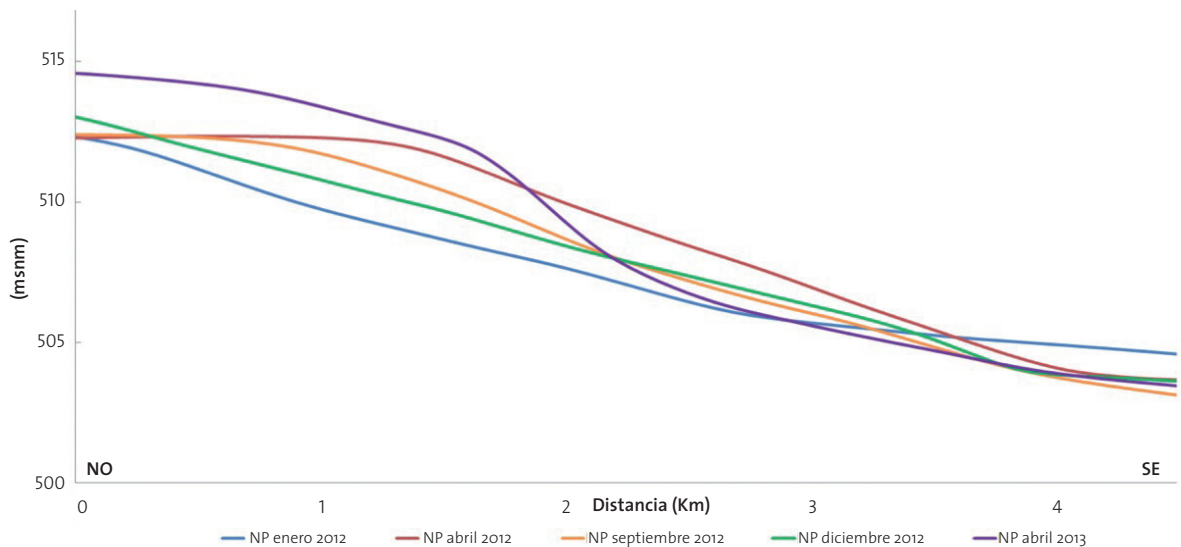


Figura 18. Detalle de la variación de niveles piezométricos en el perfil III



El segundo de los perfiles se ha levantado en dirección paralela al flujo del agua en la MAS. Muestra la sección vertical de la superficie piezométrica del acuífero. La forma de la superficie freática es prácticamente constante a lo largo de todas las campañas y representa de forma esquemática el gradiente de potencial hidráulico. La disposición de las líneas a lo largo del eje de ordenadas es proporcional al volumen de agua almacenado en la MAS. La de mayor altura es la de diciembre de 2012, seguida por enero de 2012, abril de 2012, abril de 2013 y finalmente septiembre de 2012 (Figura 16).

El último de los perfiles topográficos (Figura 17) y piezométricos se levantó en la zona sur de vegas de cultivo. Se trata de un perfil perpendicular al flujo de agua en la MAS. La tendencia que sigue el nivel de la superficie piezométrica en los anteriores

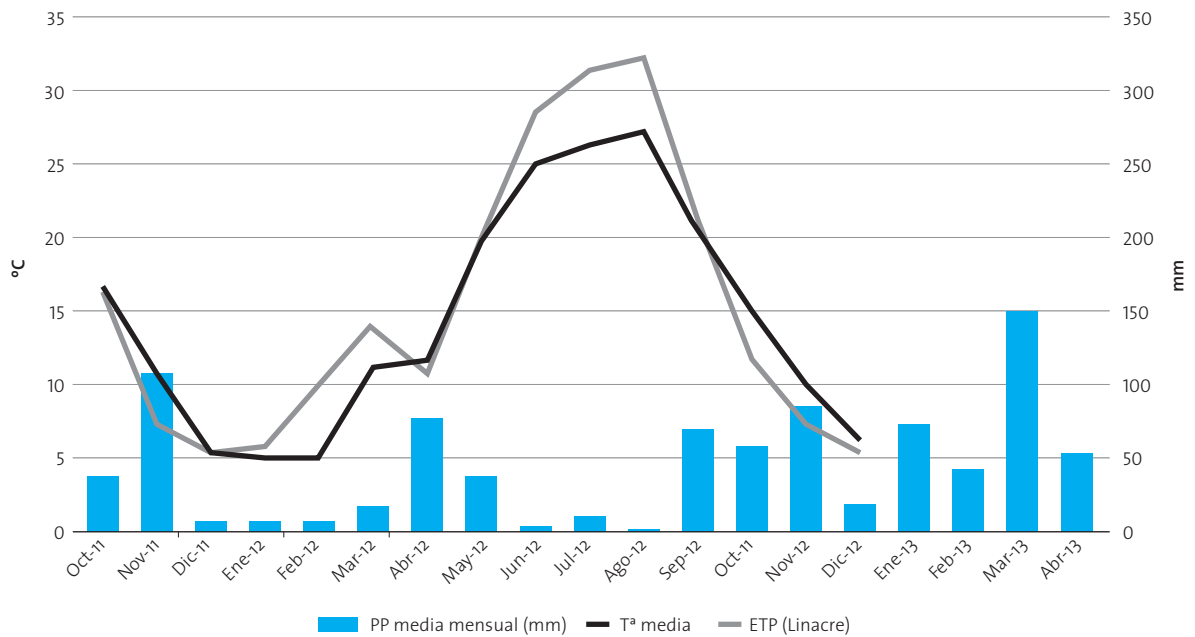
perfiles se invierte en éste. Ahora son abril de 2012 y 2013 junto con septiembre de 2012 los meses en los que la superficie del acuífero está a menor profundidad y diciembre y enero de 2012 en los que está a mayor profundidad (Figura 18).

Puesto que las variables meteorológicas tienen influencia en la evolución de la MAS, se ha estudiado la precipitación, temperatura y evapotranspiración potencial media (Figura 19).

La serie temporal de datos empieza en octubre de 2011, con el comienzo del año hidrológico 2011-2012. Se considera que a partir de octubre finaliza el periodo de estiaje y comienzan las precipitaciones. Los datos de piezometría están disponibles desde enero de 2012.



Figura 19. Evolución temporal de la temperatura media, precipitación media y evapotranspiración en el periodo de octubre de 2011 a abril de 2013



Analizando la serie temporal se observa que la distribución de las precipitaciones desde octubre de 2011 a septiembre de 2012 es la típica de un clima mediterráneo continental, con máximos en otoño y primavera. El volumen medio total medido fue de 388,55 mm

El comienzo del nuevo año hidrológico 2012-2013 lo hace desde un mes de septiembre húmedo y las precipitaciones se siguen sucediendo a lo largo de todo el otoño, invierno y primavera de 2013. En el periodo que va desde octubre de 2012 a abril de 2013 (todavía no se ha dado por finalizado el año hidrológico) se ha recogido un volumen medio de 481,24 mm; superior al de todo el periodo anterior.

En cuanto a la distribución de las temperaturas, siguen el patrón típico de un clima mediterráneo continental: veranos cálidos, inviernos fríos y oscilación elevada (22°C aprox.). La evapotranspiración (ET) potencial calculada mediante el método de Linacre (Guijarro, 1980; Xu, 2001) se asocia a la latitud de la zona, la cota del terreno y el punto medio de rocío (asociado a su vez a la humedad relativa del ambiente y a la temperatura del aire). Por todo ello sigue la misma tendencia que la gráfica de temperatura, en los meses cálidos y secos la ET será mayor que en los fríos y húmedos

5. DISCUSIÓN

Existen numerosos estudios que tienen como objetivo analizar la situación de la MAS Jarama-Tajuña, tanto a nivel hidrogeológico como de calidad de las aguas del sistema. Las características geológicas e hidrogeológicas del acuífero, son responsables de su elevada vulnerabilidad, al definir un acuífero bajo materiales muy permeables y con el nivel piezométrico a poca profundidad.

Dinámica hidráulica de la MAS

El modelo de la superficie piezométrica del acuífero, obtenido a partir de las profundidades de la superficie freática de los puntos de muestreo, ha permitido estudiar el flujo del agua en el acuífero y determinar cuáles son las zonas en las que se está produciendo recarga y en cuáles descarga.

De manera general, la zona norte la MAS se caracteriza por recargar al río en todas las campañas del año en que se hicieran mediciones. El agua que descarga al río es de origen local mayoritariamente, procedente de las zonas de terrazas (como las existentes al oeste del término municipal de Mejorada del Campo) y (vegas del río a través de suelos aluviales y coluviales), como explica Bardají et al. (1990). Existen diferencias en las posiciones de las isopiezas entre campañas, que podrían justificarse por la distribución de precipitaciones en el tiempo; aunque en términos generales se mantienen bastante estables en el espacio. Abril de 2012 fue el segundo mes más lluvioso del año hidrológico (2011-2012) tras un periodo de pocas lluvias; en cambio, abril de 2013 también fue un mes lluvioso, pero estuvo precedido por unos meses de abundantes lluvias. Por ello cabría esperar que el nivel freático de la MAS entre ambos periodos fuese más somero puesto que el aporte de agua desde la super-



ficie ha sido mayor. Por ejemplo, si se compara la isopieza de 540 m de la campaña de abril de 2013 (Figura 9) con la del resto de mapas, ésta se encuentra desplazada hacia el norte. Además, en el mapa de isodescensos interanual (Figura 10) se aprecia que en esta zona en concreto la variación entre campañas ha sido del orden de 1 m. El descenso de casi 4 m que se aprecia en el borde occidental del acuífero podría deberse a alguna anomalía difícilmente explicable ya que no se conoce de la existencia de pozos en la zona que puedan estar extrayendo agua, ni es un comportamiento que se pueda justificar por la presencia de las pequeñas lagunas.

El hecho de que la variación del nivel freático en la MAS sea de poca magnitud, teniendo en cuenta el volumen de precipitaciones caídas desde septiembre de 2012, podría explicarse por los valores de transmisividad del acuífero, que oscilan entre 632 m²/día y 3,500 m²/día. Esto haría que el flujo de agua se desplazase rápidamente desde las zonas de recarga a las de descarga, transfiriéndose en poco tiempo al cauce del río. Dado que existe un punto de control de calidad de agua superficial en el río Jarama a su paso por el municipio de Mejorada del Campo (García, 2013), de estar ocurriendo así, las muestras de la campaña de abril de 2013 tendrían que tener una menor concentración en sales que las anteriores, por la dilución en un mayor volumen de agua. Según García (2013), las aguas de la campaña de abril de 2013 tienen menor mineralización que las de la campaña de diciembre de 2012, caracterizándose como bicarbonatadas cálcicas.

Siguiendo con el análisis de la dinámica de la MAS, en su extremo oriental (al este del municipio de Velilla de San Antonio) existe una formación de yesos (Figura 2) a través de la cual, según la morfología de las isopiezas, se estaría produciendo recarga al acuífero. Bardaji et al. (1990) afirma que existe recarga al acuífero por percolación del terciario de yesos. Según los datos de Ráez (2013), la calidad química del agua del pozo con ID 022 (Figura 7), aguas abajo de la zona de recarga, muestran una concentración elevada de sulfatos, que confirmarían la recarga por esta zona. Las aguas muestreadas son de naturaleza sulfatada magnésica en la campaña de diciembre de 2012 y sulfatada cálcica en la campaña de abril de 2013 (Ráez, 2013). La composición sulfatada cálcica podría ser indicador de un menor tiempo de residencia del agua en el acuífero, propiciado por el elevado volumen de precipitaciones.

En esta zona, dada la morfología del aluvial, se produce un estrechamiento que hace converger las aguas que provienen de la zona norte de la MAS con las que percolan y recargan a través de los yesos. Además se trata de una zona de descarga hacia el cauce del río. La mezcla de aguas del propio acuífero con las de percolación del terciario podría contrastarse en los dos puntos de la red de control de calidad química que existen en las inmediaciones (Laguna del Campillo, Arganda) (García, 2013).

Una vez el río Jarama entra en la zona de confluencia de los municipios de Arganda del Rey y Rivas-Vaciamadrid, la dinámica del acuífero cambia. Pasa a un estado neutro, en el que la morfología de las isopiezas no permite definir zonas de recarga o descarga locales significativas. Únicamente es destacable la zona de la desembocadura del río Manzanares en el río Jarama, en la que se estaría produciendo recarga del acuífero durante todas las campañas en las que se realizaron mediciones de la

piezometría. El río Manzanares se encuentra muy modificado y las aguas que circulan por su cauce son principalmente las que provienen de los vertidos depurados de la ciudad de Madrid y colindantes. Es probable que debido a ello se estén introduciendo al sistema río-acuífero contaminantes como nitratos o fosfatos; presentes de manera habitual en las aguas depuradas (Mostaza, 2012).

La zona central de estudio se caracteriza por ser el punto en el que se concentran la mayoría de empresas de extracción de áridos. Las excavaciones de algunas de estas graveras, ya abandonadas, cortan el nivel freático de la MAS, por lo que existen una serie de lagunas diseminadas a lo largo del área central de estudio. En esta zona se ubican también la Finca Experimental La Isla (Comunidad de Madrid) y la Finca Experimental La Poveda (CSIC) de 64Ha, dedicadas al cultivo de regadío de especies vegetales con fines investigadores. El agua que se emplea en ellas proviene de pozos de extracción.

A la vista del perfil I (Figura 13) se aprecia que en los periodos húmedos (enero de 2012, abril de 2012 y diciembre de 2012) se está produciendo recarga desde los ríos Manzanares y Jarama hacia el acuífero a través de la zona noroeste del perfil. Bardaji et al., (1990) ya clasifican este lugar como punto de recarga de la MAS su estudio de 1989.

Este mismo fenómeno se repite en el extremo sureste del perfil, zona en la que predominan las tierras de cultivo. Las características edáficas y litológicas de esta área hacen que el agua de lluvia percole fácilmente y se produzca recarga de la MAS. La elevada humedad del comienzo del año hidrológico 2012-2013 se ve reflejada en el comportamiento de la superficie del acuífero en el mes de abril de 2013. Como puede verse en la Figura 13, la recarga no sólo se estaría produciendo desde los cauces fluviales, sino también desde las lagunas.

Con la llegada del periodo de estiaje y la reducción de aportes de agua superficial, se modifica la dinámica del acuífero; las precipitaciones son escasas, mientras que las temperaturas y ET son elevadas. En la campaña del mes de septiembre de 2012 se aprecia que los ríos Manzanares y Jarama están aportando agua a la MAS y ya no se produce recarga a través de las zonas de cultivo.

Puesto que la recarga en esta zona ocurre a través de los bordes del aluvial con mayor intensidad (en términos de volumen), el mapa de isodescensos interestacional del periodo abril de 2012 a septiembre de 2012 (Figura 12) muestra la variación en el nivel piezométrico entre los meses húmedos y el periodo de estiaje. Para verificar que la recarga tiene lugar a través de la zona sureste del perfil y puesto que son zonas de cultivo, cabría esperar que en los datos de calidad química del agua de los pozos con ID 005 e ID 010 de las campañas posteriores a periodos húmedos existan nitratos. Son un componente de los fertilizantes que se emplean en cultivos y por su elevada movilidad son lavados hacia el acuífero por el agua de lluvia que se infiltra en el suelo. Según los datos de calidad química de Ráez (2013), la concentración de nitratos en la campaña de abril de 2013 es mayor que en la de diciembre de 2012. A pesar de que las dos campañas se encuentran en periodos húmedos, la de abril se realizó tras un mes de marzo muy lluvioso. Por este motivo, el lavado del



suelo fue mayor y se refleja en la concentración de nitratos en las aguas superficiales.

El segundo de los perfiles levantados en esta zona, con orientación noreste-suroeste (Figura 15) corta el terreno en paralelo al flujo del agua en la MAS. La representación de la superficie piezométrica muestra el gradiente hidráulico que existe entre el punto inicial y final del perfil. A pesar de la variación de la recarga que se produce entre el periodo seco y húmedo en los bordes de la MAS el gradiente hidráulico no se ve tan modificado en la zona central del acuífero. Las líneas que representan el nivel de la superficie freática aparecen superpuestas unas a otras. Sólo se aprecia un ligero descenso en el mes de septiembre de 2012 (de nuevo tras el estiaje) en los alrededores de las zonas de extracción de áridos y lagunas. En estas áreas, el espesor de la zona no saturada (ZNS) es pequeño o inexistente y por ello el efecto de la ET es mayor, al no haber una barrera física que proteja al acuífero.

Los isodescensos (Figura 10 y Figura 11) observados en esta zona no son significativos, a excepción de los indicados anteriormente en los bordes del aluvial (Figura 12). Se encuentran todos en un orden magnitud que oscila entre los ± 1 m.

Finalmente el río Jarama se adentra en la zona de vegas del sur de la Comunidad de Madrid. Tras permanecer represado en el azud denominado "Presa del Rey" se divide en dos. Parte del volumen del río fluye de manera natural por su cauce y otra parte se deriva para el riego de campos de cultivo. La dinámica hidráulica vuelve a modificarse y el acuífero vuelve a aportar agua al cauce superficial.

Existe una zona de recarga, que se ha identificado en todas las campañas de campo que se realizaron. Se trata de la zona de la desembocadura del Arroyo de la Vega de Madrid en el aluvial, al norte del municipio de San Martín de la Vega y en el borde oeste del aluvial. La magnitud de la recarga es mucho mayor en el mes de abril de 2013 (Figura 9) en comparación con la del mes de diciembre de 2012 (Figura 8). Como se ha venido indicando, el comienzo del año hidrológico 2012-2013 ha sido muy húmedo; esta variación en la recarga vendría dada por las abundantes precipitaciones del otoño e invierno. No se conocen las causas por la que se produce recarga en este punto. Una hipótesis sería que se pueden estar produciendo por cuestiones tectónicas que favorezcan la permeabilidad del agua hacia el acuífero.

Al sureste de esta zona de recarga se observa que en la campaña de diciembre de 2012 las isopiezas dibujan una zona de descarga muy localizada, como si se tratara de un pozo de extracción. En la superficie de este punto está emplazada la Urbanización Pingarrón (San Martín de la Vega). Se trata de una zona de viviendas ilegales en vías de regularización, por lo que no cuentan con servicios como abastecimiento de agua o saneamiento. Puesto que la extensión de la urbanización es amplia, es probable que esta anomalía que aparece en la cartografía se deba a la existencia de pozos ilegales para su abastecimiento.

Ya en el extremo sur de la zona de estudio, la dinámica dominante en todas las campañas de campo es la misma. Hasta este punto el sentido del flujo del agua era predominantemente paralelo al cauce del río (con las excepciones de las zonas de recarga). Ahora el flujo es perpendicular al cauce del río Jara-

ma (en sentido noroeste-sureste). Por este motivo se levantó el perfil III (Figura 17), que está orientado en este mismo sentido.

Al contrario de lo que venía ocurriendo en la zona norte y centro de la MAS, en este lugar se invierte la dinámica del flujo del acuífero. En el extremo noroeste del perfil (zonas de cultivo), en el mes de abril de 2013 junto con abril y septiembre de 2012 es cuando el nivel freático es más somero. Los meses que se suponen más húmedos, o posteriores a meses húmedos, son dónde el nivel freático está más profundo. En todas las campañas el flujo del agua es de descarga, desde la zona de campos de cultivo hacia el cauce del río Jarama.

Los factores que explican esta inversión en la tendencia hidráulica de la MAS son el riego de especies vegetales con elevada demanda de agua mediante sistemas poco eficaces, y la elevada permeabilidad del suelo, lo que se suma a un comienzo de año hidrológico húmedo. El valor de abril de 2013, aunque atípico en cuanto a las precipitaciones caídas, está dentro de la normalidad. Puesto que la infiltración de agua a través del terreno es elevada, también lo es el nivel freático de la MAS. El hecho de que septiembre de 2012 se asemeje a los meses de abril de ambas campañas demuestra que se está produciendo una recarga artificial del acuífero de manera indirecta a través del agua excedente de riego. Este aspecto deberá ser contrastado con la presencia de nitratos en los datos de calidad del agua. Las precipitaciones de los meses de otoño e invierno lavarían el suelo al infiltrarse y tendrían que aparecer nitratos en las aguas subterráneas y superficiales de las áreas de descarga.

Como dato adicional que sustente lo expuesto, durante la campaña de campo de abril de 2013, se habló con agricultores, explicando estos que el riego de los campos de cultivo se hacía "a manta". Comentaron que en algún momento puntual llegaron a instalar sistemas de riego más eficaces con las ayudas concedidas por las administraciones pero, a medida que se fueron estropeando u obstruyendo, algunos agricultores volvieron al método tradicional. Además se quejaban de que en determinadas zonas (tierras más cercanas al río, a cotas más bajas), en los meses de agosto y septiembre, el agua "manaba de las tierras encharcando los cultivos".

En la cartografía de isodescensos del periodo interestacional abril de 2012 a septiembre de 2013 (Figura 12), la variación del nivel freático es notable (del orden de +4 m). Puesto que la medición se hizo con posterioridad al periodo de estiaje, en el que el riego de los cultivos es abundante, se ve reflejada la recarga artificial indirecta del acuífero. Las variaciones del periodo interanual enero de 2012 a diciembre de 2012 (Figura 11) no son significativas, mientras que las del periodo interanual abril 2012 a abril 2013 (Figura 10), en donde vuelven a ser del orden de +4 m, se deben a las características del comienzo del año hidrológico 2012-2013 ya descritas.



6. CONCLUSIONES

El modelo de la superficie piezométrica de la MAS obtenido en este trabajo identifica su sector norte como zona de descarga hacia el río Jarama; que se han interpretado como recargas de origen local procedentes de las zonas de terrazas adyacentes al cauce, así como por la percolación de la formación de yesos situada al este de Velilla de San Antonio.

La cantidad de agua almacenada en la MAS, estimada como la variación horizontal de los niveles piezométricos, se ha mantenido estable (dentro de la variabilidad natural causada por los periodos de estiaje y húmedos) a lo largo del tiempo de estudio. Los altos valores de transmisividad del acuífero hacen que el flujo de agua se desplace rápidamente desde las zonas de recarga a las de descarga.

En el sector central de la MAS la recarga se produce en los periodos húmedos del año por infiltración de agua de lluvia a través de las lagunas y zonas de cultivo situadas al este. El efecto producido por el periodo de estiaje es significativo en comparación con el periodo de precipitaciones, con descensos en la superficie piezométrica de la MAS de hasta 5 m. La ET de la superficie freática del acuífero es elevada en estos meses como consecuencia del escaso espesor de la ZNS en algunos puntos.

El río Manzanares, en su desembocadura en el río Jarama, también se ha identificado como un punto de recarga del acuífero en todas las campañas que podría estar empeorando la calidad del agua de la MAS, por lo que deberían de tenerse en cuenta en las medidas de gestión y protección de la MAS.

La zona de vegas, situada al sur, actúa como zona de recarga de la MAS en todas las campañas de campo como consecuencia de la percolación hacia el acuífero de las aguas excedentes de los cultivos de regadío durante el verano, desde donde fluyen hacia el cauce del río Jarama que actúa como receptor de la descarga. Esto implica que se está produciendo una recarga importante del acuífero por infiltración de agua de riego.

La dinámica de la MAS en cuanto a distribución de las zonas de recarga y descarga ha sido bastante estable a lo largo del periodo estudiado. Sólo se ha visto modificada ligeramente en base a las características del año hidrológico 2012-2013, por haber sido éste en su comienzo mucho más húmedo que el anterior.

7. TRABAJOS FUTUROS

Se plantean como líneas de trabajo futuro:

- Perfeccionamiento de la red de control piezométrico y calidad de la MAS: mallado de la red de puntos de agua para mejorar la modelización de la superficie piezométrica del acuífero; localización de puntos de muestreo para optimizar la representatividad de la toma de muestras y estudiar los flujos de agua en detalle.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Arauzo, M., Martínez Bastida, J.J., Valladolid, M. (2008). Contaminación por nitrógeno en el sistema "río-acuífero aluvial" de la cuenca del Jarama (Comunidad de Madrid, España) ¿Origen agrícola o urbano? *Limnetica* 27(2): 195-210.
- ANEFA. (2007). Buenas prácticas medioambientales en el sector de los áridos. *Observatorio de Áridos y Medio Ambiente*. <Disponible en: <http://www.medioambienteyaridos.org>>
- ANEFA. (2010). Estadísticas del consumo de áridos en 2010. *Federación de Áridos*. <Disponible en: <http://www.aridos.info>>
- Bardaji de Azcárate, I., Cabra Gil, P., Calvo Sorando, J.P., Gil de Mingo, R., Martín Barajas, S., Mogrovejo Gil, J., Ordóñez Delgado, S., Sanz Montero, E., Sastre Merlin, A., de Vega García, M.T., Vela López, A. (1990). Estudio para la ordenación de la actividad extractiva en el tramo bajo del río Jarama. Servicio de estudios y Planificación. *Agencia de Medioambiente*. Comunidad de Madrid.
- Blanco García, I., Rodas, M., Sánchez, C.J., Alonso Azcárate. (2007). Gravel washing wastes from Jarama river deposits (Spain): an undervalued natural raw material. *Environmental Geology* 52:1097-1115.
- Carreño, F., García, S., Lillo, J., Fernández, R. (2013). 3D Detrital aquifer modelling for water resources management of the Regional Park of the Lower Courses of Manzanares and Jarama Rivers (Madrid, Spain). *Management of Water Resources in Protected Areas* 161-170.
- Causapé Valenzuela, J. (2007). Acuíferos mayoritariamente recargados por retornos de riego. Problemática en su protección de la contaminación por nitratos. En: Molinero, J., Ortuño, F., Valverde, M., Lambán, L.J. (ed.) *Hidrogeología y Aguas subterráneas*: 26. IGME, Santiago de Compostela.
- CHT (2007). Estudio General sobre la Demarcación Hidrográfica. *Confederación Hidrográfica del Tajo*.
- Dabrio, C.J., Fernández, J. (1980). Secuencias originadas por migración de ríos arenosos de baja sinuosidad. *Estudios geológicos* 36: 371-381.
- DOCE (1991). Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 135* (30 mayo 1991).
- DOCE (2000). Directiva 2000/60/CEE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 327* (22 diciembre 2000).
- Fernández, M., Cuesta, S., Jiménez, O., García, M.A., Hernández, L.M., Marina, M.L., González, M.J. (2000). Organochlorine and heavy metal residues in the water/sediment system of the Southeast Regional Park in Madrid, Spain. *Chemosphere* 41:801-812.
- Fernández Sánchez, J.A. (2001). La Directiva Marco del Agua y las aguas subterráneas: incidencia en la legislación y gestión hídrica en España. En: *Jornadas IWRA-CENTA, Sevilla*. Instituto Geológico y Minero de España.
- García Vegas, R. (2013). *Caracterización hidroquímica de los recursos hídricos superficiales de la MAS Jarama-Tajuña*. Proyecto Fin de Máster, Universidad de Alcalá – Universidad Rey Juan Carlos, Madrid.



- Guijarro Pastor, J. A. (1980). *Cálculo de evapotranspiraciones potenciales en Baleares por el método de Linacré*. Trabajos de Geografía. Miscelánea 1978-1979 35:105-112.
- Hansen, B.K., Postma, D. (1995). Acidification, buffering and salt effects in the unsaturated zone of a sandy aquifer, Klosterhede, Denmark. *Water Resources Research* 31(11): 2795-2809.
- Hatva, T. (1994). Effects of gravel extraction on groundwater. En: IAHS (ed.) *Futures Groundwater Resources at Risk Proceedings of Helsinki Conference* 222: 247-434.
- Hobbs, S.L., Gunn, J. (1998). The hydrogeological effect of quarrying karstified limestone: option for prediction and mitigation. *Quarterly Journal of Engineering Geology* 31: 147-157.
- IGME (1972). *Mapa geológico de España. Escala 1:50.000 (582)*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.
- ITGME (1997). *Mapa Hidrogeológico de España. Escala 1:200.000 (45)*. Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Madrid. Segunda Edición.
- Kuchovsky, T., Ricka, A., Cervenkova, J. (2008). Impact of gravel pits on ground water: case study of gravel pits near Mohelnice City, Czech Republic. En: *Mine Water and the Environment Proceedings, 10th International Mine Water Association Congress*, República Checa.
- Kumar, V. (2006). Kriging of groundwater levels: a case of study. *Journal of Spatial Hydrology* 6:81-94.
- López-Camacho y Camacho, B., Iglesias Martín, J.A., (2000). Las aguas subterráneas en los abastecimientos. Un decenio de experiencias del Canal de Isabel II. *Revista de Obras Públicas* 3403: 41-56.
- Mota Marcos, C., (2012). *Hidrogeología y actividad minera en el acuífero detrítico del tramo bajo del Jarama*. Proyecto Fin de Carrera, Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles, Madrid.
- Mostaza Colado, D. (2012). *Análisis de la calidad de las aguas depuradas en España: implantación de un sistema de información de las estaciones depuradoras de aguas residuales*. Proyecto Fin de Carrera, Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles, Madrid.
- Navarro Alvargonzález, A., Fernández Uría, A., Dobles Domínguez, J.G. (1993). *Cuenca del Tajo*. Las aguas subterráneas en España. Ed. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid. Cap.IX, p. 217-230.
- Panera, J., Torres, T., Pérez-González, A., Ortiz, J.E., Rubio-Jara, S., Uribelarra del Val, D. (2011). Geocronología de la Terraza Compleja de Arganda en el valle del río Jarama (Madrid, España). *Estudios Geológicos* 67(2): 495-504.
- Ráez Tajuelo, J.M. (2013). *Caracterización hidroquímica de los recursos hídricos subterráneos de la MAS Jarama-Tajuña*. Proyecto Fin de Máster, Universidad de Alcalá – Universidad Rey Juan Carlos, Madrid.
- Uribelarra, D., Pérez González, A., Benito, G. (2003). Channel changes in the Jarama and Tagus rivers (central Spain) over the past 500 years. *Quaternary Science Reviews* 22:2209-2221.
- Xu, C.Y., Singh, V.P. (2001). Evaluation and generalization of temperature-based methods for calculating evaporation. *Hydrological Processes* 15:305-319.



9. ANEXOS

Figura 20. Mapa de isopiezas para la campaña de enero de 2012. Datos de campo extraídos de Mota (2012)

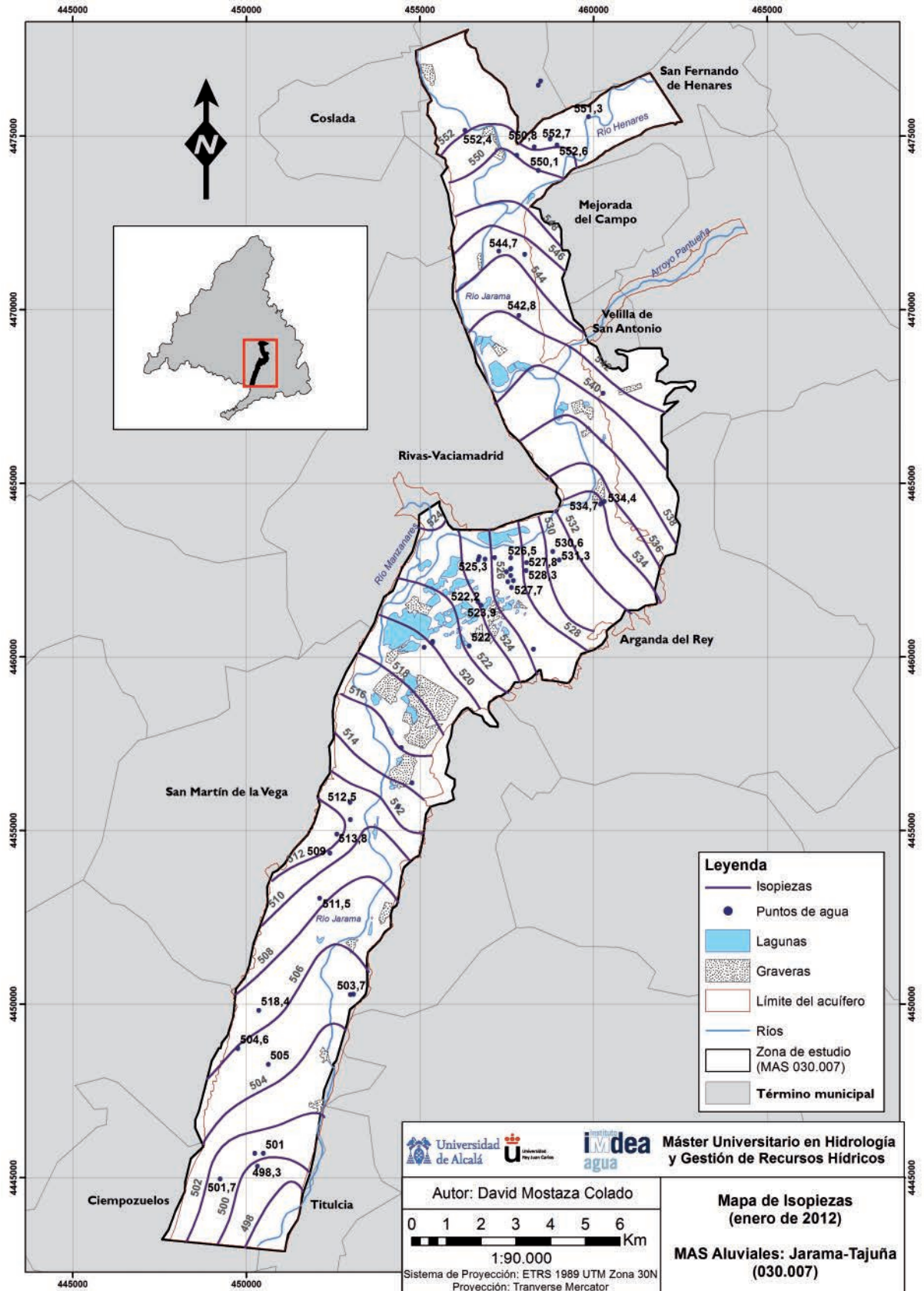




Figura 21. Mapa de isopiezas para la campaña de abril de 2012. Datos de campo extraídos de Mota (2012)

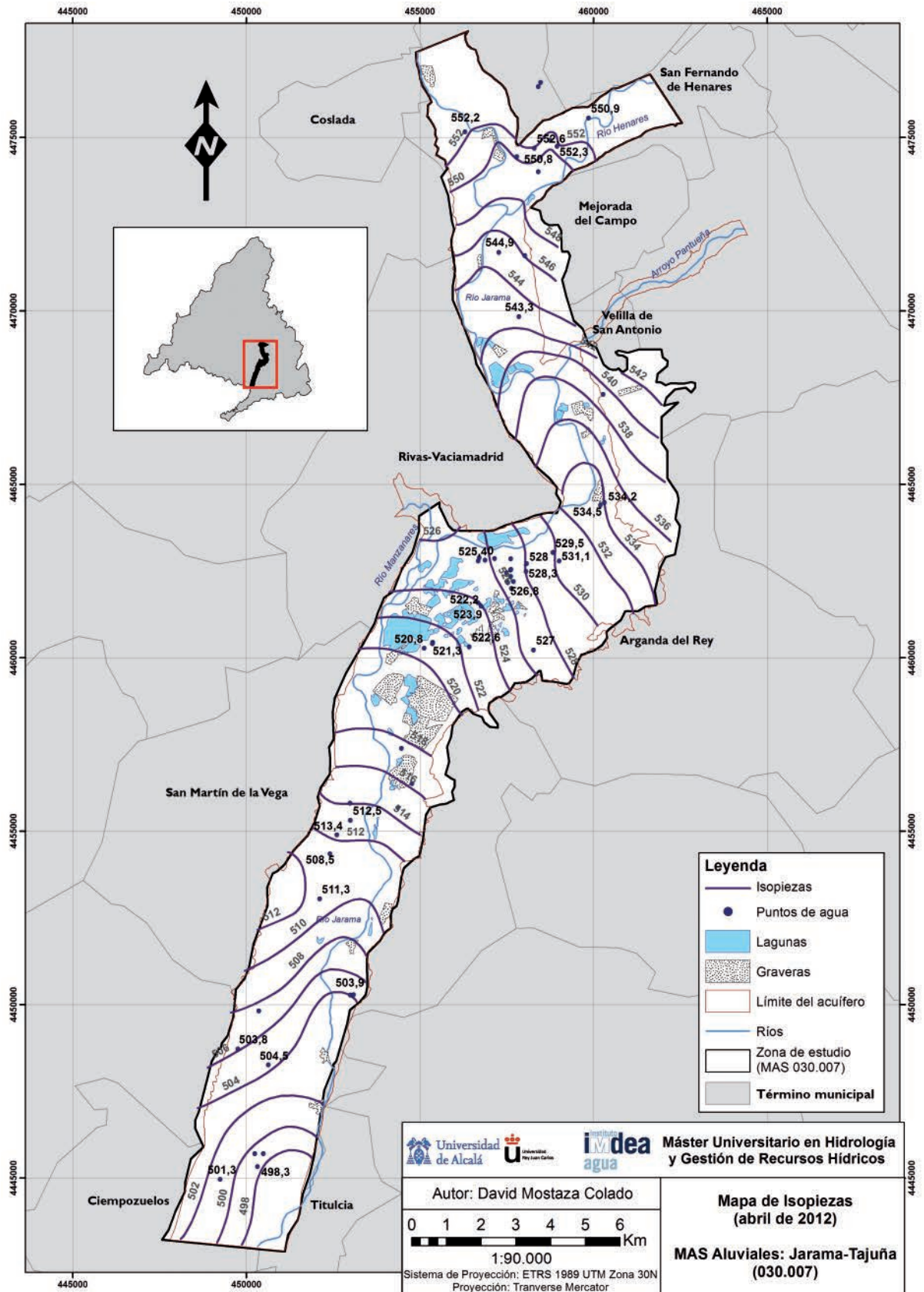
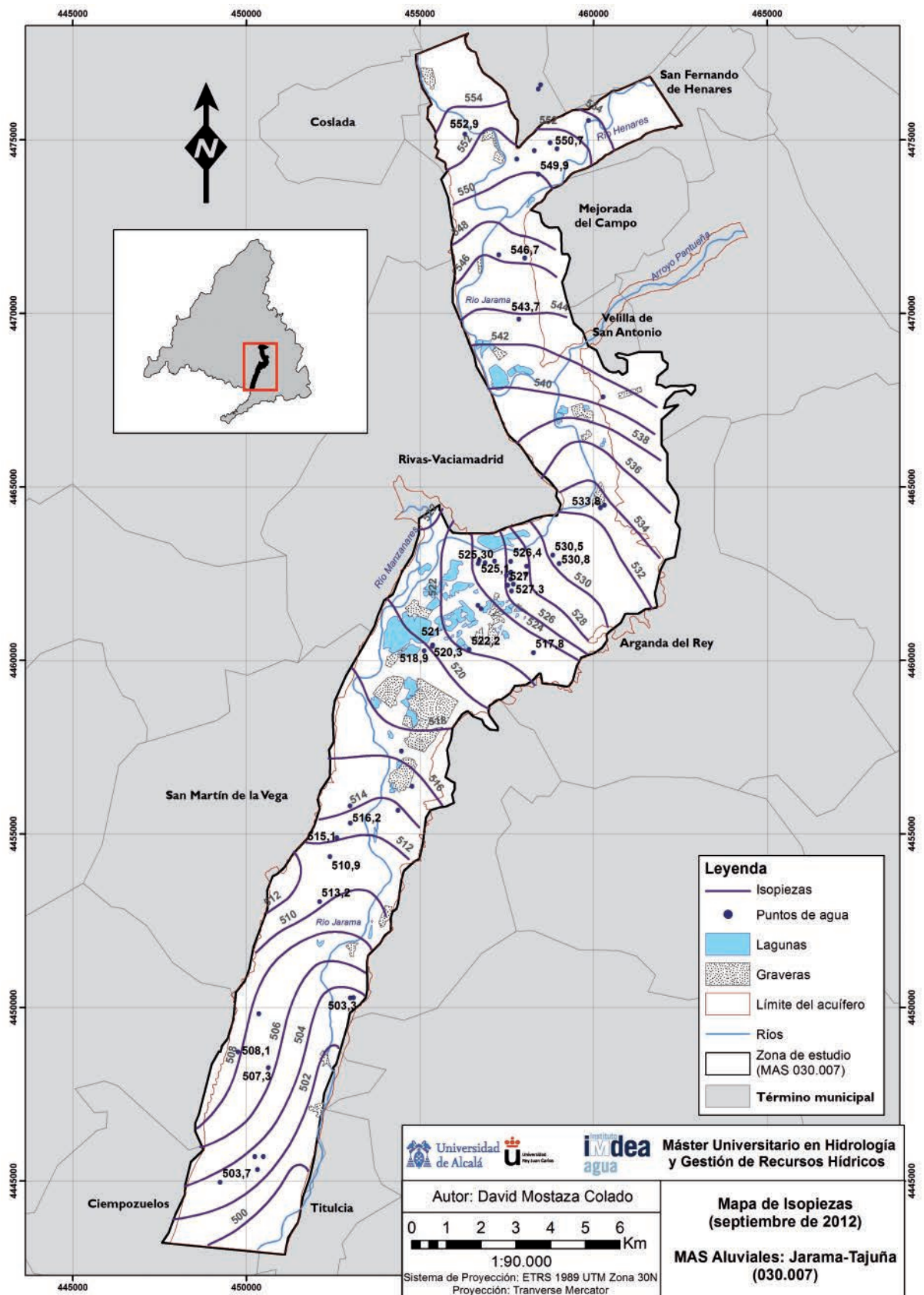


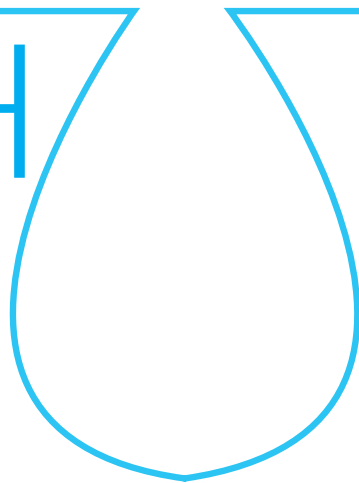


Figura 22. Mapa de isopiezas para la campaña de septiembre de 2012. Datos de campo extraídos de Mota (2012)



escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos

2013

Clean Water PV Sensors

autora

Marta Vivar García

directores

Dra. Irene de Bustamante Gutiérrez (UAH)

Dr. Eloy García Calvo (UAH)

Alcalá de Henares, 24 de mayo de 2013



AGRADECIMIENTOS

A mis directores de proyecto, Irene y Eloy, por la confianza y el apoyo para estudiar temas nuevos. Por el optimismo.

A mis compañeros del máster, por ayudarme cuando estaba perdida y cuando no he podido ir a clase. Que siga la curiosidad por las cosas.

A Gabriel Sala del Instituto de Energía Solar de Madrid, por compartir siempre ideas y dejarme utilizar los laboratorios como si fuera mi casa. Por las células, la silicona y las horas de soldadura. A Miguel, por su entusiasmo en el taller y su ayuda.

A Carlos del Cañizo, Ana y Carlos de Centesil, por ayudarme a cortar las células de este proyecto y escuchar con paciencia infinita.

A Matt, por los datos completos de un año en Chipre donde hace sol, y por los días de frío en el norte de Italia.

A Jorge y Gustavo, de la Universidad de Jaén, por los días de medida al sol y por la alegría que llevan.

A Raquel y M^a Ángeles, por los días de laboratorio en IMDEA, por compartir la ilusión de hacer experimentos al sol con agua. Por todo lo que me enseñan.

Y a mi familia, por estar ahí y cuidarme siempre.

Y a Manuel, claro. Por todo.



INDEX

1. Abstract	160
2. Introduction	160
3. PV solar cells as clean water sensors: Principles of operation and solar water technologies	162
3.1. Principles of operation of photovoltaic solar cells	162
3.2. Effect of irradiance and temperature on I_{sc} and V_{oc}	164
3.2.1. I_{sc} measurement as irradiance sensor	164
3.2.2. V_{oc} measurement as temperature sensor	164
3.3. Design requirements from solar water technologies	165
3.3.1. SODIS	165
3.3.2. Solar water pasteurization	165
3.3.3. Natural UV photocatalysis	165
3.3.4. Design requirements summary	165
4. Estimation of sunshine duration from the global irradiance measured by a PV silicon solar cell	166
4.1. Introduction	166
4.2. Sunshine duration measurement	166
4.2.1. Campbell-Stokes sunshine recorder	166
4.2.2. Pyrheliometric method	167
4.2.3. Pyranometric methods	167
4.2.4. Other pyranometric methods	169
4.3. Estimation of SD from global solar irradiance measured by a solar cell	170
4.3.1. Methodology	171
4.3.2. Solar radiation data	171
4.3.3. Results	171
4.4. Summary and conclusions	174
5. Design and manufacturing of a clean water PV sensor	174
5.1. Previous PV sensors designs for measuring irradiance and temperature for PV plants	175
5.2. Clean water PV sensor design	176
5.2.1. Clean Water PV Sensor for SODIS	177
5.2.2. Clean Water PV sensor for Solar Water Pasteurization	179
5.3. Manufacturing	180
5.3.1. Size	180
5.3.2. Materials	181
5.3.3. Manufacturing process	182
5.4. Initial Calibration	184
5.4.1. Initial exposure to sunlight	184
5.4.2. Indoor calibration	184
5.4.3. Outdoor calibration	185
6. Testing of the new clean water PV sensor	185
6.1. Characterisation as sunshine duration sensor	186
6.2. Characterisation as UV sensor	187
6.3. Experiments with tap water	188
6.4. Test with SODIS and polluted water	189
6.4.1. Literature review on required dose for microorganisms inactivation under natural sunlight	189
6.4.2. Preliminary test with SODIS bottles and <i>E. coli</i>	192
7. Conclusions and future work	195
8. References	196
9. Annexes	198
9.1. I_{sc} measurements from cut silicon cells at Standard Test Conditions (1 sun, 25°C, AM1.5G) using the IES-UPM solar simulator	198
9.2. MATLAB code programmed for the sunshine duration algorithms	199

INDEX OF TABLES

Table 1. Design requirements from the solar water technologies for a clean water PV sensor, including information requirements and other design requirements . 166

Table 2. Yearly totals of SD for the different methods: pyrheliometric, Slob and Monna pyranometric algorithm, Olivieri pyranometric algorithm and Hinssen pyranometric algorithm (h/year), cumulative difference with pyrheliometric SD (h/year) and mean difference (h/day) and standard deviation (h/day)..... 171

Table 3. Seasonal pyrheliometric sunshine duration and differences between the sunshine durations calculated by the three pyranometric algorithms using the solar cell. Autumn months have less total hours due to the reduced number of quality-data days due to technical problems..... 174

Table 4. Daily totals of SD for several days using the pyrheliometric method and the Olivieri algorithm for the pyranometer and the cell and differences with pyrheliometric SD 187

Table 5. Main waterborne pathogens (bacteria, viruses and protozoa) and their inactivation parameters (UV, solar irradiation, temperature) under natural sunlight from different studies..... 191

Table 6. Proposed clean water criteria based on sunshine duration, global irradiation, global irradiation through the bottle and UV irradiation; and calculated values for the conducted experiment (21st May 2013), not meeting the criteria for clean water..... 194



INDEX OF FIGURES

Figure 1. Solar Water Treatment (WT) methods: a) Natural UV disinfection using photocatalytic reactors (PSA-CIEMAT, Almeria, Spain), b) Solar pasteurization [6], c) Solar distillation [2], d) SODIS process [5]..... 160

Figure 2. a) UVA dosimetric indicator showing the discolouration when the UV dose required for pathogen inactivation has been received [16], b) WAPI indicator, showing the wax location before and after reaching pasteurization temperature [17]..... 162

Figure 3. a) Principle of operation of a solar cell when receiving sunlight, showing the generation of electron-hole pairs which originate current and voltage [19], b) Solar cell from manufacturer with a rated power of 4.4W [20], c) Photovoltaic module composed by 36 solar cells, with a rated power of 145W [20].....163

Figure 4. I-V curve of a solar cell (in blue) and power-voltage characteristic (in red), showing the main parameters of a solar cell: short-circuit current (I_{SC}), open-circuit voltage (V_{OC}), maximum power point (P_{MPP}), maximum power point current (I_{MPP}) and maximum power point voltage (V_{MPP}) [21].....163

Figure 5. Set-up to measure I_{SC} and use it as a solar irradiance sensor [22]..... 164

Figure 6. Set-up to measure V_{OC} and use it as a cell temperature sensor [22] 164

Figure 7. a) Campbell-Stokes recorder showing the glass sphere, the support and the position of the card [31]; b) Card after a day of measurement, showing the burnt parts used to calculate sunshine duration [32]167

Figure 8. Single pyrheliometer [22] (a) and pyrheliometer mounted in a suntracker (b) to measure automatically direct solar irradiance, from Kipp and Zonen [33]167

Figure 9. a) Pyranometer; b) Sun tracker including a pyrheliometer measuring direct radiation, two pyranometers measuring global, and a third pyranometer with the shading ball measuring diffuse radiation [33]..... 168

Figure 10. The Slob and Monna algorithm to estimate sunshine duration from one-single pyranometer readings of global horizontal radiation. Fractional values of sunshine f are calculated for 10-min intervals, comparing with estimated values of direct and diffuse radiation for cloudless conditions [34]..... 169

Figure 11. The Hinssen-Knap correlation algorithm, showing the linear relationship of sunshine duration with the mean global solar irradiance and the limits established for two different intervals depending on the sun elevation angle [28]. 170

Figure 12. The Olivieri correlation algorithm [30], estimating sunshine duration on 1-min basis comparison of global horizontal solar radiation with a threshold function of a fraction F of the global irradiance in clear sky in average conditions. Values of A and B are specific for each location, for this case they correspond to a latitude of $44^{\circ}N$ 170

Figure 13. Daily sunshine duration calculated with the three algorithms (Slob, Hinssen and Olivieri) vs. the sunshine duration calculated by the pyrheliometer for both the pyranometer (a,c,e) and the silicon solar cell (b,d,f), showing the correlation between them and the linear fitting172

Figure 14. a) Absolute frequency of the difference between daily SD calculated with the Olivieri algorithm and the solar cell and the SD calculated with the pyrheliometer (h/day); b) Cumulative probability of SD Olivieri Si cell – SD Pyrheliometer (h/day) 173

Figure 15. Box plot of SD Si cell – SD Pyrheliometer (h/day) for the three algorithms, Slob, Hinssen and Olivieri, showing that the Olivieri algorithm gives the better adjustment for measuring SD with a photovoltaic solar cell.....173

Figure 16. Seasonal sunshine duration calculated by the pyrheliometer and the three pyranometric algorithms using the solar cell: Slob, Hinssen and Olivieri .. 174

Figure 17. Spectral response of a pyranometer (in red) showing the broadband response in comparison with the spectral response of several photovoltaic solar cells technologies that can be used as reference cells, including silicon (in green), CdTe and CIGS [37].....175

Figure 18. Suntech ESTI type reference cell calibrated by PV evolution labs, showing the two halves of the silicon solar reference cell (in this case multicrystalline) used as a sensor, encapsulated using the same materials as for a PV module [37]175

Figure 19. Clean water PV sensor design including one unit as a reference, measuring solar irradiance and UV irradiance, and another unit for the water, measuring irradiance through/on the water and water temperature 176

Figure 20. Clean water PV sensor integrated in the SODIS technology, with the reference unit external to the bottle and the water unit underneath the bottle, obtaining information on global irradiance, UV irradiance, sunshine hours, absorbed irradiance in the bottle, transmittance changes and water temperature.... 178

Figure 21. Clean water PV sensor integrated in the solar water pasteurization technology, with the reference unit external to the bottle and the water unit on top of the water container, obtaining information on global irradiance, UV irradiance, sunshine hours, irradiance on the container and water temperature179

Figure 22. a) Schematics of a PET bottle with the water unit of the sensor below showing the two main dimensions to consider: bottle diameter and elongate flat part; and b) example of PET bottles: on the top a bottle completely flat and on the bottom a bottle with non-flat parts not suitable for placing the sensor underneath 180



Figure 23. Cross-sectional view of the bottle with the cell underneath, showing the radius of the bottle, r_{bottle} , and the width of the cell, w_{cell} . To minimise the optical losses due to the geometry, D_{cell} must be approximately equal to r_{bottle} with a trade-off between losses and cell area181

Figure 24. a) Original monocrystalline silicon solar cell from IES-UPM (6mm x 116mm), b) Cells for the clean water PV sensor after cutting to a size of 6mm x 30mm... 181

Figure 25. Low cost UV filters: a) photographic UV filter from Hama; b) SCL SR PS4 Llumiar UV film from Impersol; and c) transmittance of the two UV filters tested, with the film filter with a higher rejection of the UV content.....182

Figure 26. Transmittance of the clear slide used to encapsulate the solar cell, the PET bottle and the UV blocking film on clear slide182

Figure 27. Design of the units of the sensor, showing the two solar cells with the bus bars soldered to the tabs, the black Tedlar backsheet, the encapsulant, the glass cover and the UV filter: a) Top view of the designed unit, b) Side view182

Figure 28. Cells after each step of the manufacturing process of the sensor units: a) solar cells cut to 6mm x 30mm, b) cells soldered to the tabs, c) cells under encapsulation with clear silicone and glass cover, d) encapsulated units, e) cells fixed to the box with shunt resistor and external wires connected, f) final sensor unit, g) final sensor comprising the two units, h) example of the sensor unit including an UV filter183

Figure 29. Global solar irradiance on the horizontal plane for the two days of initial exposure, 29th January 2013 and 1st February 2013, accumulating a total of 5.09kWh/m² 184

Figure 30. Sensor units under calibration at the indoor solar simulator at IES-UPM labs, measuring $I_{\text{SC,Cell}_1}$, $I_{\text{SC,Cell}_2}$, $I_{\text{SC,Cell}_3}$ and $V_{\text{OC,Cell}_4}$ at STC (1000W/m², 25°C) 184

Figure 31. Sensor units under calibration on the tracker at the outdoor solar facilities at University of Jaén, measuring $I_{\text{SC,Cell}_1}$, $I_{\text{SC,Cell}_2}$, $I_{\text{SC,Cell}_3}$, $V_{\text{OC,Cell}_4}$ and T_{Cell_4} under natural sunlight (irradiance measured by the pyranometer in the tracker).185

Figure 32. Example of one of the cells short-circuit current outdoor calibration against a calibrated global pyranometer mounted on the same plane as the cell.185

Figure 33. SolWat sensor units under sunlight measuring global horizontal irradiance and sunshine duration (13th April 2013) 186

Figure 34. Global horizontal irradiance measured by the pyranometer and global horizontal irradiance measured by the SolWat sensor cells for two different days: a) 13th April 2013, sunny weather; and b) 24th April 2013, with partially cloudy weather..... 186

Figure 35. a) UV irradiance measured by the SolWat sensor and the global UV sensor used as a reference, showing the correlation between the two dataset (21st May 2013). Correlation is not as good as it should be due to a bubble originated in the UV film at the beginning of the experiment, as shown in b), but it indicates the potential of the low-cost UV sensor based in PV cells and UV-blocking architectural window films187

Figure 36. Set-up of experiment with bottle filled with tap water and the SolWat sensor underneath to measure irradiance in the bottom of the bottle and water temperature (17th April 2013)..... 188

Figure 37. a) Climatic conditions during the experiment, including global horizontal irradiance and total UV irradiance; b) Irradiance on the cell below the bottle, showing a concentration effect that increases the irradiance during the central hours of the day (17th April 2013)..... 189

Figure 38. a) Concentration factor at the bottom of the bottle, up to 3.9X; b) Cell temperature, following the concentration effect; water temperature, increasing till 35°C; and ambient temperature along the time of the experiment (17th April 2013) 189

Figure 39. Set-up of experiment with PET bottles filled with water with *E.coli* and the SolWat sensor unit 2 underneath one of them to measure irradiance in the bottom of the bottle and water temperature, along with the SolWat sensor unit 1 measuring sunshine duration, global irradiance and UV irradiance; and a weather station (21st May 2013) 192

Figure 40. a) Climatic conditions during the experiment, including global horizontal irradiance and total UV irradiance; b) Irradiance on the cell below the bottle, showing a concentration effect that increases the irradiance during the central hours of the day (21st May 2013)193

Figure 41. a) Concentration factor at the bottom of the bottle, up to 1.9X; b) Cell temperature, above 15°C of ambient temperature and water temperature, with a peak due to concentration directly onto the sensor, over the span of the experiment (21st May 2013)193

Figure 42. Inactivation curves of *E.coli* under natural sunlight in log reduction units, showing reduction in bacteria population with increased solar exposure (21st May 2013). Sample corresponding to the 6th hour presents an increase in bacterial population, possibly due to different exposure conditions as it is the only bottle not directly on the ground but over the SolWat sensor, more exposed to the wind and with less reflected irradiance from the ground, leading to reduced temperature and reduced irradiance exposure. Control samples, both in the lab and in the shade outdoor, do not show inactivation. Error bars represent triplicate measurement 194

Figure 43. Cumulative values of sunshine duration, global irradiation, global irradiation under the bottle and cumulative UV measured by the SolWat sensor during the SODIS experiment with *E.coli* (21st May 2013).. 194



INDEX OF ACRONYMS

UV: Ultraviolet

WT: Water Treatment

PV: Photovoltaic

SODIS: Solar Disinfection

UVA: Ultraviolet-A

SWP: Solar Water Pasteurization

WHO: World Health Organisation

WAPI: Water Pasteurization Indicator

CIGS: Copper Indium Gallium (di) Selenide

CdTe: Cadmium Telluride

STC: Standard Testing Conditions

AM: Air Mass

MPP: Maximum Power Point

ECT: Equivalent Cell Temperature

WMO: World Meteorological Organisation

SD: Sunshine Duration

VIS: Visible

NIR: Near-Infrared

PET: Polyethylene terephthalate

LGBC: Laser-Grooved Buried Contact



1. ABSTRACT

Currently 708 million people lack access to a safe water supply, most of them in rural areas with limited infrastructures and resources. Unsafe water and poor sanitation cause 80% of all diseases in the developing world. This project is focused on the development of simple, cost-effective, easy to operate and maintain, and socially acceptable domestic water purification units. It is a challenge that requires the application of scientific knowledge from various disciplines.

Solar disinfection technologies use the bactericidal effect of UV radiation or convert the solar energy into heat for pasteurization. But their widespread is highly affected by efficiency, cost and reliability. Natural UV water treatment (WT) only uses 5% of the total available solar energy, limiting the system efficiency dramatically and increasing the cost. And all solar WT lack low-cost sensors to detect when the water is clean, reducing their 'usability' in developing regions.

We will develop low-cost clean water sensors suitable for all solar disinfection technologies by using PV solar cells

that can measure received irradiance and water temperature based on their current and voltage. No sensors based on this idea have been built or considered yet despite the plummeting of silicon technologies costs and their potential high impact.

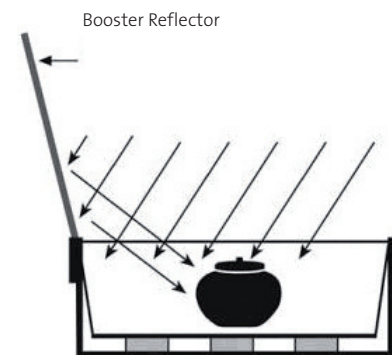
2. INTRODUCTION

About 708 million people lack access to clean drinking water according to the most recent update from the World Health Organisation [1], with almost all of them in developing regions. From this world population without drinking water sources, 84% live in rural areas. As an example, in India, 1.9 million children die every year; 20 percent of these deaths result from diarrhoea-related diseases, which are usually caused by unsafe drinking water and poor sanitation [1]. On the other hand, emergency situations such as floods and earthquakes also produce lack of water supply, often in areas with limited access to infrastructure and resources [2].

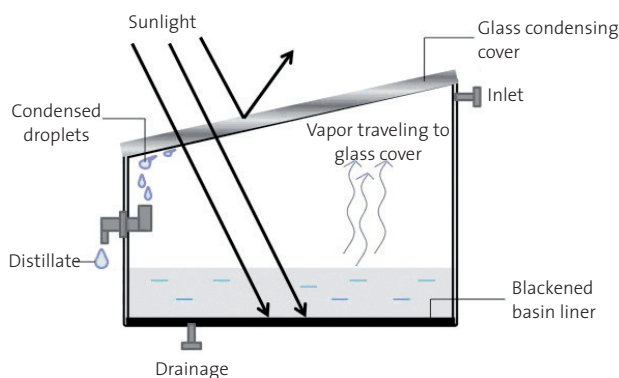
Figure 1. Solar Water Treatment (WT) methods: a) Natural UV disinfection using photocatalytic reactors (PSA-CIEMAT, Almeria, Spain), b) Solar pasteurization [6], c) Solar distillation [2], d) SODIS process [5]



(a)



(b)



(c)



(d)



Criteria for the development of a successful water treatment (WT) method in rural areas in developing countries and emergency situations are very similar: simple, low cost, appropriate for domestic use, easy to operate and maintain, low environmental impact, low energy requirements, no strong supply chain requirements, high potential social acceptance and high performance [2,3,4]. Main water treatment processes include: a) boiling, simple and efficient but it requires firewood (high energy usage); b) chlorine disinfection, very effective, simple and inexpensive, but it needs continuous chemical supply and it forms toxic gases (harmful and environmentally damaging); c) filtration, simple but not effective with all contaminants and with high maintenance; d) reverse osmosis, very effective but with very high cost and high energy usage; e) artificial UV radiation, very efficient but also expensive and requiring specialised parts (UV lamps); and f) solar disinfection, clean, simple, but environmental dependent and in some cases with very low performance.

Solar disinfection technologies have been proven as one of the most appropriate point-of-use WT methods [5, 6], especially in remote regions with high irradiance conditions (most of the developing countries are located in the so-called 'sun-belt') and either restricted or unavailable access to electrical power and/or chemical supplies. They can use directly the bactericidal effect of UV radiation [7] or convert the solar energy into heat for thermal pasteurization or distillation, or a combination of both. Main solar technologies include (Fig. 1): natural UV disinfection using photocatalytic reactors, solar pasteurization systems reaching water temperatures of about 70°C, solar distillation by water evaporation and condensation, and direct exposure of plastic bottles following the SODIS process [5] for a certain number of hours combining UV radiation and heat.

But their widespread is hampered due to efficiency, cost and reliability limitations:

a) *Efficiency and cost limitations.* Natural UV water treatments only use the UV components of the solar spectrum, which constitutes only 5% of the total available solar energy, limiting the system efficiency dramatically and increasing the cost. This is especially critical for photocatalytic reactors, as most of the simple, cheap and stable photocatalysts are active only in the UV and near UV region. Other limitations include surface area restrictions due to the relatively small available surface of the photocatalyst when it is coated on the photoreactor walls [6, 8]; and energy limitations, as the system needs some source of electricity to feed the pumps and maintain the system, which adds also more complexity. Very substantial research efforts are being conducted across the international scientific community to overcome these technological limitations including: extending the absorption of photocatalysts into the visible part of solar spectra [9, 10]; or increasing the effective photocatalytic surface areas by developing new nanostructures such as nanofibers, nanotubes or graphene particles suspended in water [8, 11]. However, there are also potential drawbacks such as the decrease in corrosion resistance of photocatalysts as spectral absorption is increased, causing an unfortunate trade-off between performance and longevity; and dispersing nanoparticles in the water introduces an additional separation step for the removal of the nanoparticles from the purified

water which is expensive, complex, and not suitable for rural areas in developing countries. Another approach is to increase the total efficiency of the system by using the full solar spectrum more efficiently, developing low-cost hybrid photovoltaic-photocatalytic systems for the generation of electricity and clean water in a single unit [12, 13]. This new technology is currently under development and the potential is yet to be fully explored.

b) *Reliability limitations.* All solar disinfection technologies lack low-cost sensors to detect when the water is clean, i.e. if the treated water has received enough radiation and/or if it has reached the pasteurization temperature. This lack of information reduces their 'usability' in remote regions. Scientific research is currently looking for all type of low-cost simple sensors that can provide some aid to detect when the water is clean, both for solar UV disinfection and solar water pasteurization:

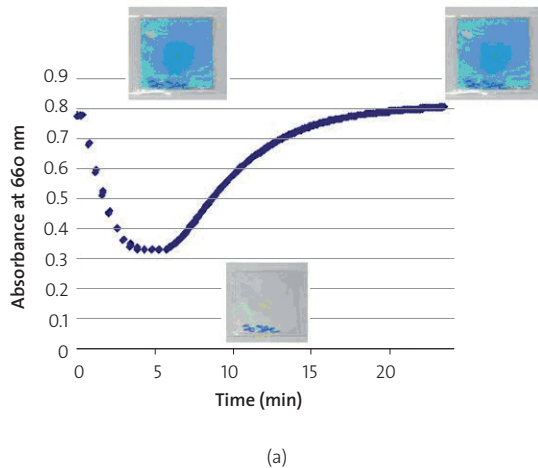
1. *Solar UV disinfection sensors:* UVA dosimetric indicators (Fig. 2a) using azo dyes such as Methylene Blue or Acid Orange AO24 are currently being developed. These sensors are based in the complete discoloration of the dye when it degrades after receiving the solar radiation dose for inactivation of pathogens [14, 15, 16]. When the indicator is in the dark and in the presence of oxygen, it is reoxidised back to methylene blue, constituting a reversible system.
2. *Solar water pasteurization (SWP) sensors:* One type of SWP indicator is based on melting of a wax from solid to liquid and then changing shape or location, such as the WAPI (Water Pasteurization Indicator) shown in Fig. 2b [6, 17]. The WAPI is a polycarbonate tube containing a wax at the top that melts at 69° C. It is placed inside a water container under SWP, and when the water reaches pasteurization temperature the heat will melt the wax, that will move from the top to the bottom of the tube, indicating that pasteurization has been completed.

Another pasteurization indicator is based on materials with different thermal expansions that could interact and make a change in geometry [6], such as a bi-metal disc that due to different thermal expansions of the two metals will change its shape into a different position.

The only technology that would not need an indicator is solar distillation, but it requires higher solar energy doses for longer periods of time to purify water than any of the other solar technologies [6].



Figure 2. a) UVA dosimetric indicator showing the discolouration when the UV dose required for pathogen inactivation has been received [16], b) WAPI indicator, showing the wax location before and after reaching pasteurization temperature [17].



(b)

This project will address the *problem of the low reliability of solar water technologies for developing regions due to the lack of low-cost clean water sensors. A new type of low-cost sensors can be developed using photovoltaic (PV) solar cells that provide information about received irradiance and temperature.* No sensors based on this idea have been built yet despite the plummeting of silicon technologies costs (PV modules are less than 1€/Wp) and their potential high impact in solar water treatment.

The structure of the project is as follows: first, we will introduce the fundamentals of photovoltaic solar cells and their potential application as clean water sensors according to the solar water technologies requirements (Chapter 2), such as measuring global irradiance or estimating sunshine hours (Chapter 3), UV irradiance and water temperature. Then we will focus on the design of the clean water PV sensor (Chapter 4), reviewing the previous developed sensors based on solar cells in other fields prior to the design itself of the PV sensor. Once the design is completed, materials, manufacturing and initial characterisation will be described. Chapter 5 will be dedicated to the different tests conducted under real sun with SODIS technology to

characterise the sensor performance. Main results and achievements will be discussed. We will finalise with conclusions and future work in Chapter 6.

3. PV SOLAR CELLS AS CLEAN WATER SENSORS: PRINCIPLES OF OPERATION AND SOLAR WATER TECHNOLOGIES

This chapter describes the basics of photovoltaic solar cells and their potential application for measuring global irradiance, and/or estimating sunshine hours, UV irradiance and water temperature, which are parameters that are useful to determine the end of a water purification process when using solar energy. Main requirements from the different solar water technologies are also reviewed in order to understand their key parameters and facilitate the designing the sensor.

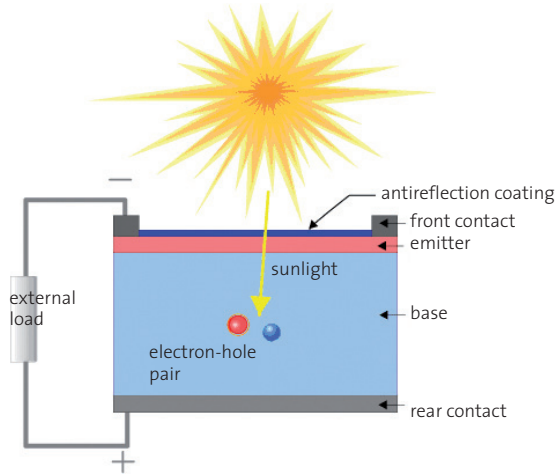
3.1. PRINCIPLES OF OPERATION OF PHOTOVOLTAIC SOLAR CELLS

A photovoltaic solar cell is an electronic device that converts the incident sunlight into electricity. It is made by a semiconductor material that when receives sunlight produces electron-hole pairs that originate current and voltage (Fig. 3a). Depending on the band gap of the semiconductor material, the efficiency of the cell will vary, as only photons with sufficient energy (above the band gap) will contribute to electricity generation.

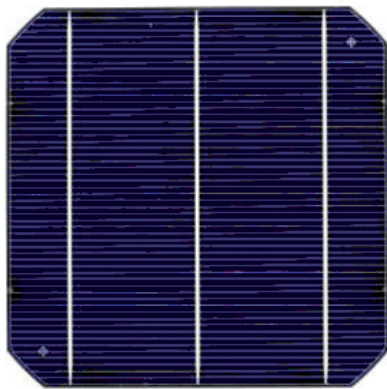
The most common semiconductor material used in solar cells is silicon, which can be grown monocrystalline, multicrystalline or amorphous. There are also other type of solar cells including thin films (CIGS – Copper Indium Gallium (di) Selenide, CdTe – Cadmium Telluride) and concentrator solar cells (multijunction solar cells – InGaP - InGaAs - Ge).

Fig. 3b shows a monocrystalline solar cell manufactured by the Spanish company Isototón. This cell has a rated efficiency of 18.5% at Standard Testing Conditions (STC), which are defined by international standards (IEC 61215 [18]) at 1000W/m² of solar irradiance (spectrum AM1.5G) and 25°C of cell temperature. It is 156mm x 156mm and it provides an output power of 4.4W. Considering this low value, multiple solar cells need to be connected together in photovoltaic modules (Fig. 3c) in to build sufficient power (145W for the PV module of the example) for real world applications.

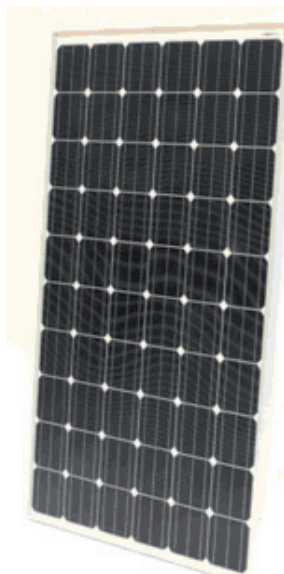
Figure 3. a) Principle of operation of a solar cell when receiving sunlight, showing the generation of electron-hole pairs which originate current and voltage [19], b) Solar cell from manufacturer with a rated power of 4.4W [20], c) Photovoltaic module composed by 36 solar cells, with a rated power of 145W [20]



(a)



(b)



(c)

The electrical characteristics of current-voltage (I-V) of a solar cell under operation (illumination) are shown in Fig. 4. The power delivered to an external load is the product of the current by the voltage. The equation of the cell is given by Eq. 1:

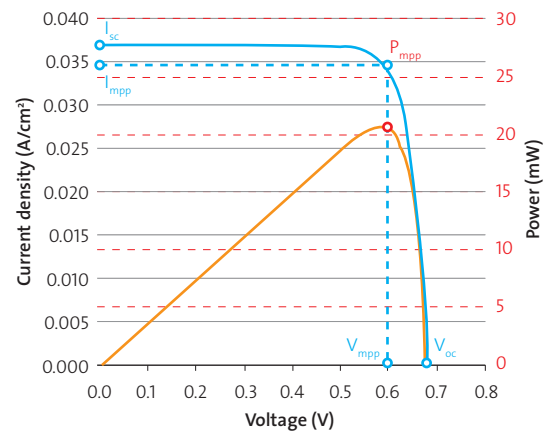
$$I \cong I_{sc} \left(1 - \frac{\exp \left(\frac{q(V - V_{oc})}{m k T} \right)}{m k T} \right) \quad \text{Eq. 1}$$

where I is the current, I_{sc} is the short-circuit current (maximum current from the cell that occurs when the voltage across the cell is zero), V is the voltage, V_{oc} is the open-circuit voltage (maximum voltage from the cell that occurs when the current across the solar cell is zero), m is the linearity factor of the cell (usually equal to 1), q is the charge of the electron (1.602×10^{-19} C), k is the Boltzmann constant (1.38×10^{-23} J/K) and T is the operating temperature of the cell in K (at standard test conditions for solar cells the temperature is 25°C or 300K).

From the I-V curve and the general equation of the solar cell, we have the main operating parameters of the cell:

- Short-circuit current, I_{sc} , already defined.
- Open-circuit voltage, V_{oc} , also defined.
- Power at the maximum power point (MPP), P_{MPP} , power at the point where the product of the voltage (V_{MPP}) and current (I_{MPP}) is maximum. This is the optimum point of operation of the cell.
- Efficiency of the cell, η , which is the ratio between the power output and the power input. The power output is the maximum power and the power input is the solar irradiance falling on the solar cell.

Figure 4. I-V curve of a solar cell (in blue) and power-voltage characteristic (in red), showing the main parameters of a solar cell: short-circuit current (I_{sc}), open-circuit voltage (V_{oc}), maximum power point (P_{MPP}), maximum power point current (I_{MPP}) and maximum power point voltage (V_{MPP}) [21].



From these parameters, we will focus in this project on the short-circuit current (I_{sc}) and the open-circuit voltage (V_{oc}) and their variations with irradiance and temperature.



3.2. EFFECT OF IRRADIANCE AND TEMPERATURE ON I_{sc} AND V_{oc}

The light intensity has an important effect in the operating parameters of a solar cell. The generated photo-current and voltage will be different if the solar irradiance changes.

Specifically, for the short-circuit current, it will increase almost linearly with a higher irradiance, and for the open-circuit voltage, it will increase as a logarithmic function. Eq. II and III show the variation of I_{sc} and V_{oc} with irradiance:

$$I_{sc} \cong \left(\frac{G}{G^*}\right) I_{sc}^* \quad \text{Eq. II}$$

where G is the irradiance, G^* is the irradiance at STC conditions ($1000\text{W}/\text{m}^2$), and I_{sc}^* is the short-circuit current of the cell at STC.

$$V_{oc} = V_{oc}^* + \frac{mkT}{q} \ln \frac{G}{G^*} \quad \text{Eq. III}$$

where G is the irradiance, G^* is the irradiance at STC conditions ($1000\text{W}/\text{m}^2$), and V_{oc}^* is the open-circuit voltage of the cell at STC.

Eq. III also shows that the open-circuit voltage changes with the operating cell temperature. Under similar irradiance conditions, we can use the open-circuit voltage temperature coefficient β to calculate the variation of V_{oc} with temperature (Eq. IV):

$$V_{oc}(T) = (25^\circ\text{C}) + \beta(T - 25^\circ\text{C}) \quad \text{Eq. IV}$$

where $V_{oc}(25^\circ\text{C})$ is the open-circuit voltage at 25°C (STC), β is the open-circuit voltage temperature coefficient (for silicon solar cells is approximately $-2.3\text{mV}/^\circ\text{C}$), and T is the cell operating temperature.

On the other hand, the short-circuit current is considered to have such small variation with temperature that usually we assume that it is constant with temperature (Eq. V):

$$I_{sc} \cong I_{sc}^* \quad \text{Eq. V}$$

Therefore, using these variations of I_{sc} and V_{oc} , we can use the solar cells to measure directly irradiance and cell temperature.

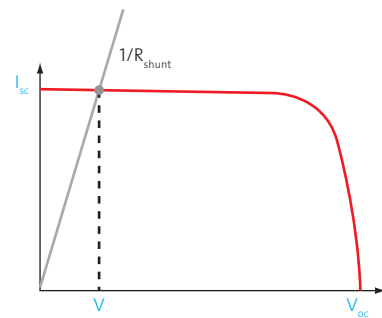
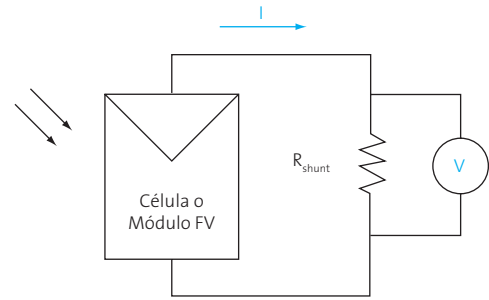
3.2.1. I_{sc} MEASUREMENT AS IRRADIANCE SENSOR

From Eq. II, we can see that by measuring I_{sc} and knowing the I_{sc} at standard conditions we can measure the solar irradiance falling on the solar cell, so it serves as an irradiance sensor (Eq. VI):

$$G = G^* \left(\frac{I_{sc}}{I_{sc}^*}\right) \quad \text{Eq. VI}$$

Fig. 5 shows the set-up for measuring the I_{sc} of a cell. We use a calibrated resistance, also called shunt, which determines that the cell is operating at a point near to the I_{sc} with a reduced voltage drop in comparison with the open-circuit voltage.

Figure 5. Set-up to measure I_{sc} and use it as a solar irradiance sensor [22].



3.2.2. V_{oc} MEASUREMENT AS TEMPERATURE SENSOR

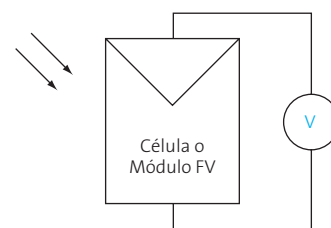
From Eq. III, we can measure the V_{oc} of the cell and obtain the 'equivalent cell temperature', which corresponds to operating cell temperature. This is called the 'Equivalent Cell Temperature Method' and it is described in the international standard IEC 60904-5, 'Determination of the equivalent cell temperature (ECT) of photovoltaic (PV) devices by the open-circuit voltage method' [23]. By measuring the V_{oc} of the cell (Fig. 6), and knowing the cell parameters at standard conditions, the open-circuit voltage temperature coefficient at different irradiance conditions, and the current irradiance, we can calculate the equivalent cell temperature (Eq. VII):

$$T = T^* + \frac{1}{\beta} \left(\frac{V_{oc} - V_{oc}^* + \frac{mkT}{q} \ln \frac{G}{G^*}}{G} \right) \quad \text{Eq. VII}$$

Under similar irradiance conditions, we can simplify to:

$$T = T^* + \frac{1}{\beta} (V_{oc} - V_{oc}^*) \quad \text{Eq. VIII}$$

Figure 6. Set-up to measure V_{oc} and use it as a cell temperature sensor [22]





3.3. DESIGN REQUIREMENTS FROM SOLAR WATER TECHNOLOGIES

The three solar water technologies studied in this project in need of a low-cost sensor are SODIS, water pasteurization and natural UV photocatalytic systems.

3.3.1. SODIS

SODIS uses plastic bottles under the sun for an established number of sunshine hours, 6 h if it is a sunny day and between 2-3 days if it is cloudy. These 6 h of exposure to sunlight correspond approximately to a dose of 2000kJ/m² of UVA, considering hours of mid-latitude European midday sunshine [24]. So the PV sensor would need to measure either the number of sunshine hours, which is the main parameter that SODIS uses for clean/no clean decision, or the UV irradiation received by the bottle.

A solar cell external to the system could measure irradiance from the PV cell short-circuit current and then calculate the total number of sunshine hours. Sunshine duration has been traditionally calculated from pyrheliometers or pyranometers measuring direct irradiance or global irradiance, with dedicated algorithms established by the World Meteorological Organisation (WMO) [25]. But a solar cell also measures irradiance, so it could also estimate sunshine hours. The next chapter is dedicated to study the accuracy of using a solar cell to measure sunshine duration in comparison with the already defined methods using pyrheliometers and pyranometers.

As the SODIS process use UV irradiance in their water purification process, the ideal sensor would be a dedicated UV sensor, but they are not affordable at the moment for this type of low-cost applications, with costs starting from 70€ up to 250€ per sensor or more [26]. There are some studies in the literature trying to estimate UV irradiance from other parameters such as global irradiance, but the models usually requires additional parameters such as the ozone or the nitrogen dioxide content column [27], so they are not so easy to implement for different locations, as the UV content depends heavily on the climatic characteristics of the place. *If we could find a method to measure UV directly from a solar cell*, such as using optical filters, a low-cost UV sensor based on solar cells could be suitable. In chapter 4 we explore this possibility when designing the clean water PV sensor.

Finally, as we can measure the global solar irradiance, if it could be done with sufficient accuracy, *we could use the solar irradiance itself as a new parameter* to decide when the water is clean, measuring directly the solar energy received by the water in the bottle. Regarding other specific design requirements, a sensor measuring directly sunshine hours would be an external sensor to the bottle, with the only specifications of being flat, calibrated, reliable and durable. Additionally, a second PV sensor could be integrated under the bottle, measuring the irradiance through the bottle and estimating the water temperature. In this case, the sensor under the bottle should be of a size that fits the round bottle so the optical losses are minimized (such as small, thin, flexible or elongate solar cells), and with a good

thermal contact with the bottle to optimise the water temperature estimation.

3.3.2. SOLAR WATER PASTEURIZATION

Water pasteurization systems on the other hand need to know the water temperature to verify if the pasteurization temperature was reached, and for how long was the water at pasteurization temperature. So the information required is the *water temperature and time at each water temperature*. The most obvious sensor is to use a *thermocouple that is prepared for liquid immersion*. In the past, these thermocouples were expensive for this type of applications in developing countries, but we will review their current cost now and compare with the PV sensor proposed. The clean water PV sensor would *estimate the water temperature from the solar cell temperature* by measuring the cell open-circuit voltage. The sensor should be located on top/side of the container (which in solar water pasteurization systems is black/dark) where the solar cell is in good thermal contact with the container and receiving the same solar irradiance of the container. Another requirement would be to design the sensor of a size that is sufficient to measure accurately but without shading too much the container. If we shade the container with a large sensor, the performance of the process will be reduced as the solar irradiance reaching the water is lower.

3.3.3. NATURAL UV PHOTOCATALYSIS

Finally, natural UV photocatalytic systems will need to monitor the *UV irradiance falling into the reactor* and additionally, the *water temperature*. Ideally, a low-cost UV sensor as for the SODIS process would be required, so the adopted solution could be similar, using *the solar cell to measure directly UV*, or *using the global irradiance as the main parameter*. The cell could also estimate the water temperature from its open-circuit voltage.

An external PV sensor could monitor the global irradiance and estimate the water temperature if placed appropriately on top. Another option would be to place it underneath the water flow, and measure the irradiance through the system and therefore possible changes in the water transmittance related to the water pollutants concentration [13]. Regarding other design aspects, if the sensor is external it should adapt to the reactor shape and size, and if the sensor is place underneath, consider designing sensors completely adapted to the system that can circulate water directly on top of them [13].

3.3.4. DESIGN REQUIREMENTS SUMMARY

Table I summarises the design requirements from the solar water technologies for a clean water PV sensor:

- a) *Information requirements*: number of sunshine hours and/or UV irradiance for SODIS, water temperature and time for solar water pasteurization, and UV irradiance falling into the reactor for natural UV photocatalysis.
- b) *Other design requirements*: external sensors flat, calibrated, reliable and durable, sensors underneath the bottle/reactor



with size that fits the system shape, good thermal contact with the surfaces, small size for the water pasteurization systems to avoid shading.

Table 1. Design requirements from the solar water technologies for a clean water PV sensor, including information requirements and other design requirements

Solar water technology	Information required	Other design requirements
SODIS	Number of sunshine hours UV irradiance	Flat, calibrated, reliable, durable, good thermal contact Additionally if second sensor underneath bottle: Size fitting bottle shape
Water pasteurization	Water temperature & Time at each water temperature	Flat, calibrated, reliable, durable, good thermal contact Small size to avoid shading
Natural UV photocatalysis	UV Irradiance	Flat, calibrated, reliable, durable, good thermal contact Additionally if second sensor underneath reactor: Size fitting reactor shape

As stated previously, a solar cell could meet these information requirements as follows:

- Sunshine hours:** Measuring solar irradiance from I_{SC} and then estimating sunshine hours.
- UV irradiance:** Measuring directly UV irradiance from I_{SC} by using low-cost optical filters.
- Water temperature:** Measuring equivalent cell temperature from V_{OC} and estimating water temperature.

In the next chapter we study the use of a solar cell to measure sunshine hours from the algorithms established by the WMO, and in chapter 4 we explore the possibility of using low-cost optical filters to design a UV sensor using solar cells, as well as the estimation of water temperature from cell temperature. In the latter chapter, we also present the design of the clean water PV sensor itself.

4. ESTIMATION OF SUNSHINE DURATION FROM THE GLOBAL IRRADIANCE MEASURED BY A PV SILICON SOLAR CELL

This chapter is dedicated to the estimation of sunshine duration using photovoltaic solar cells instead of the conventional pyranometer or pyrhemometers, which result more expensive and therefore not suitable for water application technologies in developing regions. We will introduce first the need of the

sunshine duration for SODIS technology and the definition of sunshine duration, followed by the description of the different methods to measure and calculate it. We will calculate the sunshine duration for a specific location using the conventional sensors and then using a photovoltaic solar, and then we will analyse the results and study the suitability of the solar cell for this low-cost measurement of sunshine duration.

4.1. INTRODUCTION

The definition of sunshine duration is given by the World Meteorological Organisation (WMO) [25] as the number of hours for which the direct solar irradiance is above 120W/m^2 . This type of measurement is often used in solar water purification processes such as SODIS (Solar Disinfection), which uses plastic bottles exposed to the sun to purify water in developing countries. SODIS establishes that for a sunny day, 6h of sunshine is sufficient to treat the water and make it safe to drink. If the day is cloudy, the time required for the water purification increases to 2-3days. Therefore, a low-cost sensor capable of estimating the sunshine hours would be suitable for SODIS water treatment and would improve its spread in developing areas.

In this project we aim for a low-cost clean water sensor based on photovoltaic cells, so the objective of this chapter is to study if we can use a PV silicon solar reference cell to measure sunshine duration for low cost solar water purification applications. We will use the different algorithms proposed by the WMO that calculate sunshine duration from data such as direct irradiance, global irradiance and diffuse irradiance.

We will use the algorithms that use only global irradiance from a pyranometer, and apply them for the case of data of global irradiance that come from a PV silicon solar reference cell, and then compare the result with the result from data from a single pyranometer and from the pyrhemometer. We will be able to see the correlation between the data from the cell and the data from the pyranometer, the possible limitations and possible correction factors, and then conclude if the cell is suitable or not and in which conditions.

4.2. SUNSHINE DURATION MEASUREMENT

There are different methods to determine the sunshine duration according to the WMO [25], including the direct measurement with the Campbell-Stokes recorder, the pyrhemometric method using direct irradiance from a pyrhemometer, or pyranometric algorithms using the global irradiance from a pyranometer. There are also additional pyranometric methods not adopted yet by the WMO but that are well-reviewed in the literature aiming to improve the pyranometric algorithm used by the WMO [28, 29, 30].

4.2.1. CAMPBELL-STOKES SUNSHINE RECORDER

This instrument was introduced in 1880, and it is composed by a glass sphere that concentrates the sun radiation beam onto a graduated paper card that burns according to a sun-



shine intensity threshold (Fig. 7). The sunshine duration is read from the total burn length. The WMO considers that it does not provide accurate data as the burns are subjected to errors caused by possible mounting adjustments problems and to the fact that the burns depend heavily on the card temperature and humidity.

Figure 7. a) Campbell-Stokes recorder showing the glass sphere, the support and the position of the card [31]; b) Card after a day of measurement, showing the burnt parts used to calculate sunshine duration [32]



(a)



(b)

4.2.2. PYRHELIOMETRIC METHOD

The sunshine duration definition given by the WMO as 'the number of hours for which the direct solar irradiance is above $120\text{W}/\text{m}^2$ ' requires a more accurate method than the Campbell-Stokes recorder. On this regard, direct solar irradiance is measured by a pyrheliometer mounted on a sun tracker (normal to the sun), monitored automatically (Fig. 8). A pyrheliometer measures only the direct solar irradiance by using a thermopile with a broadband spectral response (entire spectrum) and with a narrowed aperture. It requires continuous sun tracking. The sunshine duration is then obtained by comparing the direct solar irradiance measured by the pyrheliometer with the threshold of $120\text{W}/\text{m}^2$ and integrating during the day length. In

summary, the data required and the sunshine duration calculation using the pyrheliometric method are:

- **Data:** Direct solar irradiance from a pyrheliometer with a resolution of 1 minute.
- **Sunshine duration:** Period composed by the sub-periods in which the direct solar irradiance is above $120\text{W}/\text{m}^2$. The sub-period is 1min.

Figure 8. Single pyrheliometer [22] (a) and pyrheliometer mounted in a suntracker (b) to measure automatically direct solar irradiance, from Kipp and Zonen [33]



(a)



(b)

4.2.3. PYRANOMETRIC METHODS

Other methods used by the WMO are based in the global radiation measurement by using a pyranometer. A pyranometer consists of a thermopile with a broadband spectral response, same as the pyrheliometer, but this time the aperture is not narrowed but widened using a semispheric glass dome (Fig. 9a). If we use a shading ring or a shading ball to block the direct radiation reaching the pyranometer, we obtain the diffuse radiation. The shading ball requires sun tracking (Fig. 9b) and the shading ring does not but weekly elevation adjustment.



Figure 9. a) Pyranometer; b) Sun tracker including a pyr heliometer measuring direct radiation, two pyranometers measuring global, and a third pyranometer with the shading ball measuring diffuse radiation [33]



(a)



(b)

The relationship between direct solar radiation, global and diffuse is:

$$I \cos \theta = G - D \quad \text{Eq. IX}$$

where I is the direct solar radiation on the normal plane, $I \cos \theta$ is the horizontal component of the direct solar radiation, θ is the solar zenith angle, G is the global solar horizontal radiation, and D is the diffuse solar horizontal radiation.

If there are two pyranometers available, one for global solar radiation and one for diffuse solar radiation then the WMO method is to calculate the direct solar radiation component (by using the relationship given in Eq. IX) and then apply the threshold of 120 W/m^2 . Therefore, this method uses:

- **Data:** Global solar irradiance from a pyranometer and Diffuse solar irradiance from a pyranometer with shading ring or shading ball and tracker, with 1-min resolution.
- **Sunshine duration:** Period composed by the 1-min sub-periods in which the direct solar irradiance, calculated as $I = \frac{G - D}{\cos \theta}$, is above 120 W/m^2 .

But if there is only one pyranometer available, measuring global horizontal solar radiation, then the sunshine duration calculation is not so straightforward. Several algorithms have been proposed by different authors [28, 29, 30] using the global horizontal and other common parameters, such as the latitude, longitude, cloud cover, turbidity, temperature, etc. We will discuss some of these algorithms in the next sub-section. From all of them, the WMO currently uses the Slob and Monna

algorithm. This algorithm was developed by Slob and Monna in 1991. It uses the mean, minimum and maximum of global solar radiation in a 10 minute interval. It is based in an estimation of the direct (Eq. X) and diffuse (Eq. XI) components for cloudless conditions, which depends on the Linke turbidity factor (related to the trace gases and aerosols in the atmosphere), the solar constant ($I_o = 1367 \frac{\text{W}}{\text{m}^2}$) and the cosine of the solar zenith angle ($\mu_o = \cos \theta$). These estimations are based on a three year dataset in the Netherlands (1986-1989) and are as follows:

$$I = I_o \exp\left(-\frac{T_L}{0.9 + 9.4\mu_o}\right) \quad \text{Eq. X}$$

where I is the parameterised estimation of direct solar irradiance for cloudless conditions, I_o is the solar constant, T_L is the turbidity factor and μ_o is the cosine of the solar zenith angle.

$$\frac{D}{G_o} = \begin{cases} 0.2 + \frac{\mu_o}{3} & \text{for } 0.1 \leq \mu_o \leq 0.3 \\ 0.3 & \text{for } \mu_o \leq 0.1 \end{cases} \quad \text{Eq. XI}$$

where D is the parameterised estimation of diffuse solar irradiance for cloudless conditions and G_o is the horizontal radiation in the atmosphere ($G_o = I_o \mu_o$).

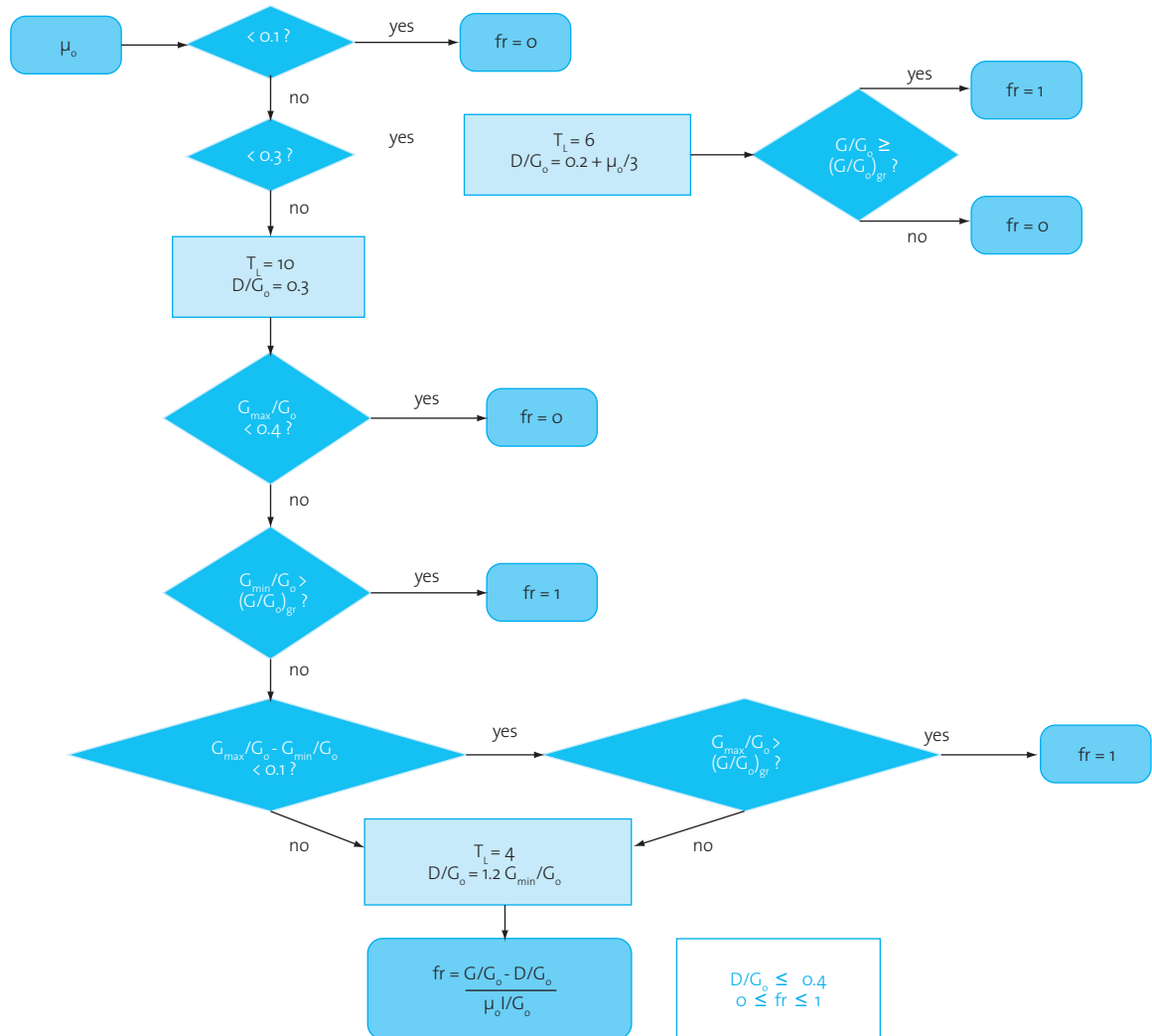
The algorithm compares the measured global solar irradiance G with the lower limit for cloudless conditions, which is $I \mu_o + D$. This comparison is conducted with all the values normalized by G_o . Fractional values of sunshine f are then calculated for 10-min intervals (0 – no sunshine at all, 1 – only sunshine, between 0 and 1 – partly sunshine, partly clouded), and sunshine duration SD is obtained by multiplying f by 10. The complete algorithm is shown in Fig. 10.

In summary, the pyranometric method used by the WMO with only a single pyranometer measuring global radiation uses:

- **Data:** Global horizontal irradiance from a pyranometer.
- **Sunshine duration estimation:** Slob and Monna algorithm.



Figure 10. The Slob and Monna algorithm to estimate sunshine duration from one-single pyranometer readings of global horizontal radiation. Fractional values of sunshine f are calculated for 10-min intervals, comparing with estimated values of direct and diffuse radiation for cloudless conditions [34]



4.2.4. OTHER PYRANOMETRIC METHODS

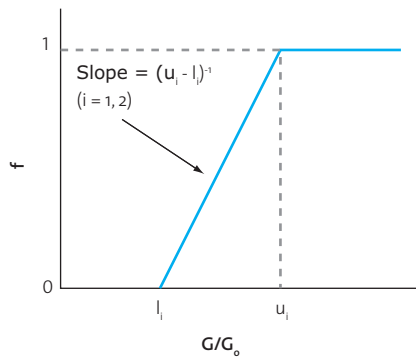
As we mentioned earlier, there are other pyranometric methods developed by researchers at different meteorological agencies from different countries. One of the most successful and accepted algorithms is the *Hinssen-Knap algorithm*, developed by Hinssen and Knap in 2006 by adjusting the Slob algorithm [28, 34]. The improved algorithm directly relates sunshine duration to 10-minute mean measurements of global irradiance (Fig. 11). There is a lower limit l_1 for $\frac{G}{G_o}$, and below it there is no sunshine ($f=0$), and upper limit u_1 , and above it there is full sunshine ($f=1$). Between the limits, the sunshine duration is a linear function related to the normalised global irradiance. The algorithm has two different intervals depending on the sun elevation angle ($\mu_o < 0.3$; $\mu_o \geq 0.3$). The optimum values for l_1 , u_1 , l_2 and u_2 need to be established by calculating the pyrheliometric fractional values of SD for 10-min intervals and representing vs. the normalised global irradiance $\frac{G}{G_o}$. For the dataset and

location considered under their study, which corresponds to 1-year data at the station of Cabauw (Netherlands, 51.97°N and 4.93°E), the optimum values were of $l_1=0.4$, $u_1=0.5$, $l_2=0.45$ and $u_2=0.6$. These values should be calculated for new locations, especially when in different climatic areas.



Figure 11. The Hinssen-Knap correlation algorithm, showing the linear relationship of sunshine duration with the mean global solar irradiance and the limits established for two different intervals depending on the sun elevation angle [28].

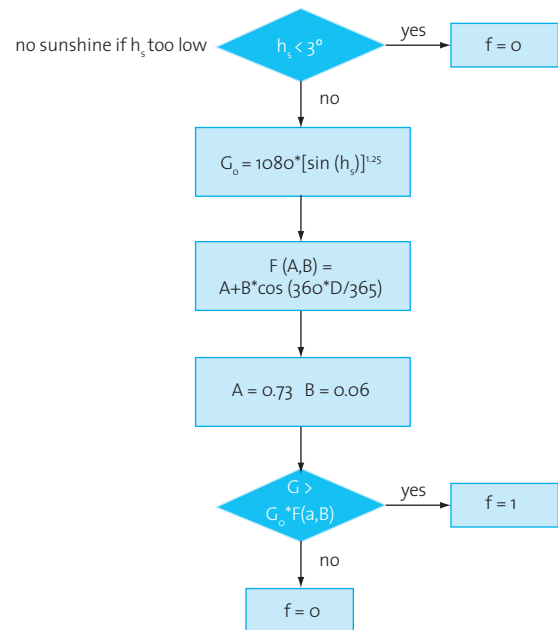
$$\begin{aligned} \mu_o < 0.3: & \quad G/G_o < I_1 \quad \rightarrow \quad f = 0 \\ & \quad I_1 \leq G/G_o < u_1 \quad \rightarrow \quad f = (G/G_o - I_1)(u_1 - I_1)^{-1} \\ & \quad G/G_o \geq u_1 \quad \rightarrow \quad f = 1 \\ \mu_o \geq 0.3: & \quad G/G_o < I_2 \quad \rightarrow \quad f = 0 \\ & \quad I_2 \leq G/G_o < u_2 \quad \rightarrow \quad f = (G/G_o - I_2)(u_2 - I_2)^{-1} \\ & \quad G/G_o \geq u_2 \quad \rightarrow \quad f = 1 \end{aligned}$$



In a recent report from 2011, F. Massen [30] has reviewed several pyranometric algorithms, including the Olivieri algorithm, the Slob and Monna, the Hinssen-Knap, the Louche 1/2 the Campbell and the Glover. He uses the Hinssen-Knap as the reference algorithm for comparison, and concludes that the other most accurate and easy to use for calculating the sunshine duration in accordance with the WMO definition is the Olivieri one. In 2012, Vuerich et al. [29] also presented an evaluation of several pyranometric algorithms. The algorithm included the Slob and Monna one and the Olivieri, among others. They also concluded that the algorithm providing better results, with less uncertainty, was the *Olivieri algorithm*. This algorithm was developed at the Météo France in 1998 [29], and it compares the global irradiance to a threshold value that is a function of F , which represents a fraction of the global irradiance in clear sky in average conditions of turbidity (Fig. 12). The coefficients A and B are specific for each location. Météo France calculated an empirical table including the coefficients for different location latitudes.

Figure 12. The Olivieri correlation algorithm [30], estimating sunshine duration on 1-min basis comparison of global horizontal solar radiation with a threshold function of a fraction F of the global irradiance in clear sky in average conditions. Values of A and B are specific for each location, for this case they correspond to a latitude of 44°N .

G = pyranometer reading
 h_s = horizontal solar angle = 90 - zenithal angle z_s
 d = day of the year
 f = sun shines if $f=1$, else $f=0$



In summary, we have presented a description of the main methods to calculate sunshine duration using different equipment: first, by means of a Campbell-Stokes recorder; second, using directly a pyrheliometer (direct radiation) and a sun tracker; third, with the pyranometric method using two pyranometers (global and diffuse radiation); and finally, using just one pyranometer measuring global, presenting three different algorithms in detail.

4.3. ESTIMATION OF SD FROM GLOBAL SOLAR IRRADIANCE MEASURED BY A SOLAR CELL

All the previous methods to calculate SD are very accurate but they require expensive equipment such as a pyrheliometer, a sun tracker or a pyranometer, which are affordable for a meteorological weather station but not for day-to-day applications in developing countries. In our case, solar water purification systems in developing countries need low cost sensors with an acceptable performance, so a trade-off between cost and performance must be achieved.

A solar cell could be used to measure sunshine duration at low cost as it can measure incident solar radiation according to its spectral response. But the solar cell spectral response is not broadband but limited according to the energy bandgap (till 1100nm for a silicon solar cell). The other limitation is that the



spectral response is not flat as in a thermopile, but with a maximum responsivity in the near-infrared. So the output depends on the solar radiation spectrum; and the WMO does not use sunshine duration detectors based only in purely silicon photovoltaic solar cells because these spectral variations are a source of error [25]. Other limitations include the *reduced field-of-view* in comparison with a pyranometer and the *annual degradation of a solar cell* (~1% for monocrystalline silicon cells).

These limitations of photovoltaic solar cells to measure global irradiance are discussed further in the next chapter. In this section, we are going to try to quantify the effect of these spectral variations in comparison with a pyranometer and a pyrliometer when calculating SD. The objective is to analyse if the SD calculated by a solar cell in relation to a pyranometer is well-correlated or not, and if it would be suitable for low-cost applications despiting losing performance.

4.3.1. METHODOLOGY

Using a 1-year dataset with direct solar radiation data from a pyrliometer with sun tracker, global solar radiation from a pyranometer and global solar radiation from a calibrated silicon photovoltaic solar cell, we calculated the sunshine duration using the pyrliometric method and three of the pyranometric methods.

The sunshine duration calculated from the pyrliometer, SD_{pyrh} , was used as the reference data. The three pyranometric algorithms used were the Slob and Monna, the Hinssen-Knap and the Olivieri. They were applied to the global data provided by the pyranometer, calculating sunshine durations, SD_{Slob_Pyr} , SD_{Hinss_Pyr} and SD_{Oli_Pyr} . They were also applied to the global data from the silicon photovoltaic solar cell for comparison, obtaining SD_{Slob_Si} , SD_{Hinss_Si} and SD_{Oli_Si} .

As both the pyranometer and the silicon photovoltaic solar cell were at a tilted angle and not in a horizontal plane, the algorithms were corrected to compare with a tilted surface. For Slob and Monna (and so for Hinssen and Knap), the estimations of direct normal and diffuse were corrected for a tilted surface with an angle β :

$$I_{\beta} = I \cos \nu \quad \text{Eq. XII}$$

$$\cos \nu = \cos \gamma_s \cos \alpha_s \sin \beta + \sin \gamma_s \cos \beta \quad \text{Eq. XIII}$$

$$D_{\beta} = D \frac{1 + \cos \beta}{2} \quad \text{Eq. XIV}$$

$$G_{\beta} = I_{\beta} + D_{\beta} \quad \text{Eq. XV}$$

where I_{β} is the estimated direct normal at the tilted surface; ν is the angle of incidence respect to the tilted surface; γ_s is the sun elevation angle; α_s is the solar azimuth, β is the tilt angle; D_{β} is the estimated diffuse radiation at the tilted surface; and G_{β} is the estimated global radiation at the tilted surface.

The global horizontal extraterrestrial irradiance was also substituted for the global extraterrestrial irradiance G_o at tilted surface, $G_{o,\beta}$, using the incident angle ν , $G_{o,\beta} = I_o \cos \nu$, for the three algorithms. Hinssen correlation optimum limits were established for the new solar radiation dataset, obtaining, $I_1 = 0.1$, $u_1 = 0.8$, $I_2 = 2$ and $u_2 = 0.7$.

4.3.2. SOLAR RADIATION DATA

Solar radiation data correspond to the meteorological station and photovoltaic installation from the Photovoltaic Technology Group at the University of Cyprus, Nicosia, Cyprus. Latitude is 35.2° N and longitude 33.5° E. The direct normal irradiance is measured by a Kipp&Zonen CH1 pyrliometer and the global irradiance by a Kipp&Zonen CM29 pyranometer. The calibrated photovoltaic solar cell used as a global irradiance sensor is a monocrystalline silicon solar cell. Both the pyranometer and the calibrated cell are at a tilt angle of 27.5°. Data are sampled and stored every minute.

One-year data were used for this study, from December 2011 to November 2012. Data quality was checked in order to first eliminate those days with technical problems, such as power losses, sun-tracking issues or data acquisition irregularities. Main problems were related to the sun-tracker (67 days) and the data acquisition system of the photovoltaic solar cell (12 days). A second quality control stage consisted on a filtering to detect solar radiation data that might be erroneous, checking the physically possible limits of solar radiation and the extremely rare limits.

4.3.3. RESULTS

In this section we will compare the sunshine durations calculated by the pyranometric methods, both for the pyranometer and the solar cell, and compare with the pyrliometric sunshine duration. We will analyse first the overall results for each of the methods and then we will focus on the results from the photovoltaic cell, which is the objective of this study.

Table 2. Yearly totals of SD for the different methods: pyrliometric, Slob and Monna pyranometric algorithm, Olivieri pyranometric algorithm and Hinssen pyranometric algorithm (h/year), cumulative difference with pyrliometric SD (h/year) and mean difference (h/day) and standard deviation (h/day)

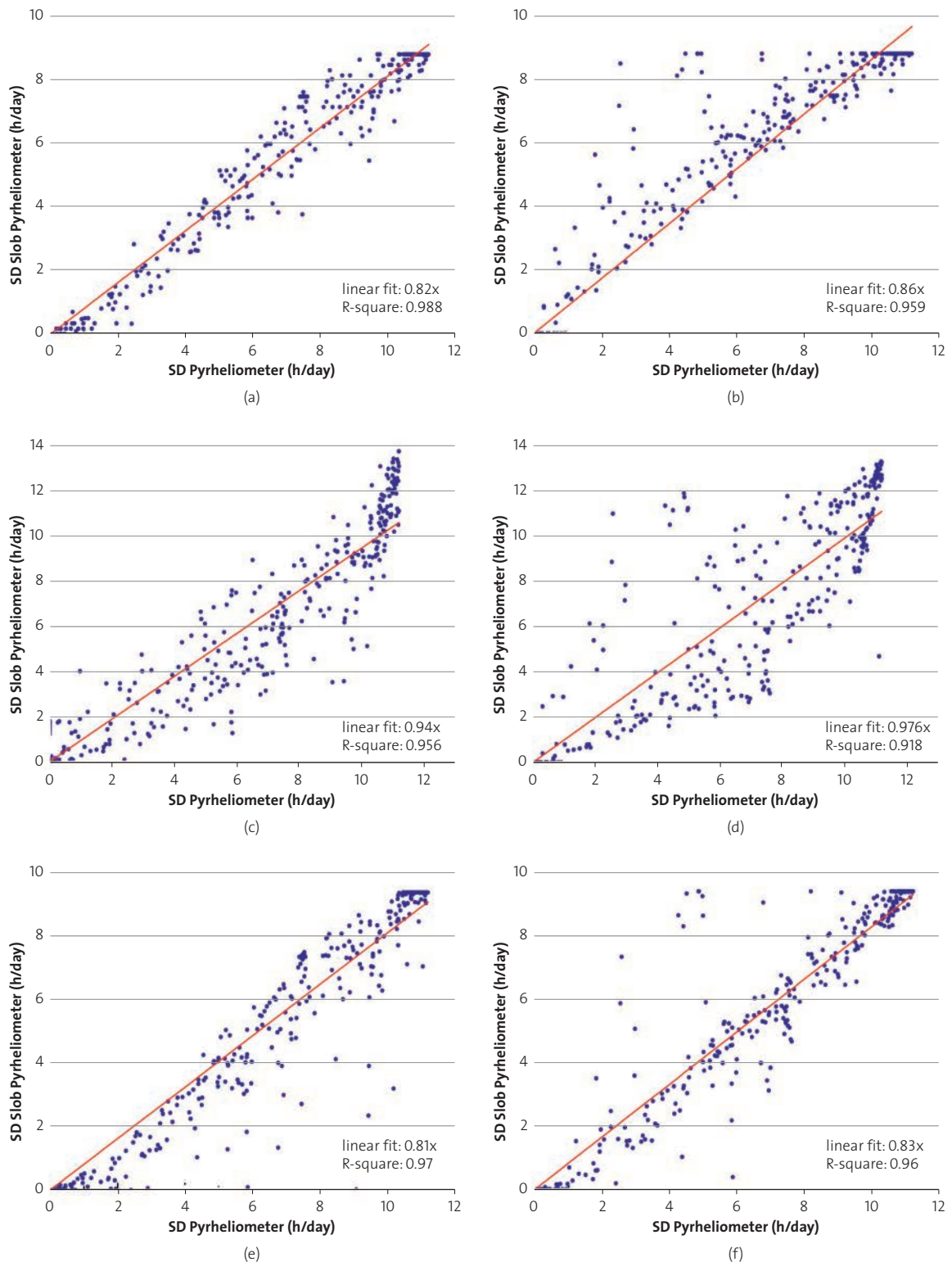
Method	Instrument	SD (h/year)	Difference (h/year)	Mean difference (h/day)	Standard error of the mean (h/day)
Pyrliometric	Pyrliometer	2171	--	--	--
Slob and Monna	Pyranometer	1760	-411	-1.12	0.05
Hinssen and Knap	Pyranometer	2026	-145	-0.4	0.08
Olivieri	Pyranometer	1714	-457	-1.25	0.06
Slob and Monna	PV Si cell	1961	-210	-0.57	0.08
Hinssen and Knap	PV Si cell	2110	-61	-0.17	0.11
Olivieri	PV Si cell	1799	-372	-1.02	0.07



Table II presents a summary of the yearly totals of SD for the different methods: pyrheliometric, Slob and Monna pyranometric algorithm, Olivieri pyranometric algorithm and Hinssen pyranometric algorithm. The sunshine duration calculated by the pyrheliometer is 2171 h. The cumulative difference of the pyranometric algorithms over the year is provided, observing

that the Hinssen and Knap algorithm gives the best estimation, with -145 h (-7%) and -61 h (-3%), for the pyranometer and the cell, followed by the Slob and Monna algorithm, -411 h (-19%) and -210 h (-10%), and the Olivieri algorithm, -457 h (-21%) and -372 h (-17%). All the algorithms underestimate sunshine duration over the span of a year.

Figure 13. Daily sunshine duration calculated with the three algorithms (Slob, Hinssen and Olivieri) vs. the sunshine duration calculated by the pyrheliometer for both the pyranometer (a,c,e) and the silicon solar cell (b,d,f), showing the correlation between them and the linear fitting





On a daily mean basis, the Hinssen and Knap algorithm gives -0.4 ± 0.08 h/day ($\pm 20\%$) and -0.17 ± 0.11 h/day ($\pm 65\%$), the Slob and Monna algorithm provides -1.12 ± 0.05 h/day ($\pm 4\%$) and -0.57 ± 0.08 h/day ($\pm 14\%$); and the Olivieri algorithm gives -1.25 ± 0.06 h/day ($\pm 5\%$) and -1.02 ± 0.07 h/day ($\pm 7\%$). Which means that the uncertainty for the Hinssen and Knap on a daily basis is extremely high and that either the Slob and Monna algorithm or the Olivieri are suitable to measure sunshine duration when using the pyranometer. For the case of the solar cell, the most suitable algorithm on a daily basis is the Olivieri. The main conclusion of this analysis is that *the silicon solar cell is capable of measuring sunshine duration on a daily basis with an uncertainty similar to the obtained with a pyranometer when using the Olivieri algorithm*. For the other two algorithms, Hinssen and Knap and Slob and Monna, the uncertainty is considerably higher than the SD calculation from the pyranometer.

Fig. 13 shows the calculated daily sunshine duration of the three algorithms vs. the sunshine duration calculated by the pyrheliometer. On the left we can observe the results for the pyranometer and on the right for the Si photovoltaic cell. As discussed, the Olivieri algorithm gives the better adjustment with the pyrheliometer for the solar cell. All the algorithms underestimate the sunshine duration hours relatively to the pyrheliometric sunshine duration. For the case of Slob and Monna, this is already well-studied in the literature [28], as this algorithm starts considering sunshine when the elevation angle is above 5.7° . The Hinssen algorithm lowers this limit to 2.9° and the Olivieri to 3° . Another reason for underestimation in this particular study is due to the tilted surface of the pyranometer, which can result in receiving less light at small elevation angles at sunrise and sunset, when the sun can be even behind the pyranometer. This is more critical even for the tilted solar cell, as it will not receive solar radiation at high azimuth solar angles. However, if the aim is to calculate sunshine duration for a particular surface tilted and positioned similarly to the silicon solar cell, and with an equivalent reduced field-of-view, it will be more accurate to use the solar cell than using the pyranometer. It is the same concept as used in photovoltaic power plants, using a calibrated solar cell of the same technology as the PV modules and in the same position to measure solar radiation gives the energy that the photovoltaic modules are able to convert into electricity ('usable energy'), and therefore, production estimations and calculations are more accurate [35].

Fig. 14a gives the frequency distribution for the difference between the daily SD calculated by the solar cell using the Olivieri algorithm and the pyrheliometer. We can see how the SD is underestimated as most of the values are below zero. The daily mean difference is -1.02 h and the standard deviation is of 1.4 h. Fig. 14b shows the cumulative probability of the daily difference, with 95% of the values below $+0.25$ h of difference.

Fig. 15 shows the box plot of the differences between the daily SD calculated for the three algorithms using the solar cell and the SD calculated from the pyrheliometer. It shows again how the Olivieri algorithm is the most suitable for the measurement of sunshine duration with a photovoltaic solar cell.

Figure 14. a) Absolute frequency of the difference between daily SD calculated with the Olivieri algorithm and the solar cell and the SD calculated with the pyrheliometer (h/day); b) Cumulative probability of SD Olivieri Si cell – SD Pyrheliometer (h/day)

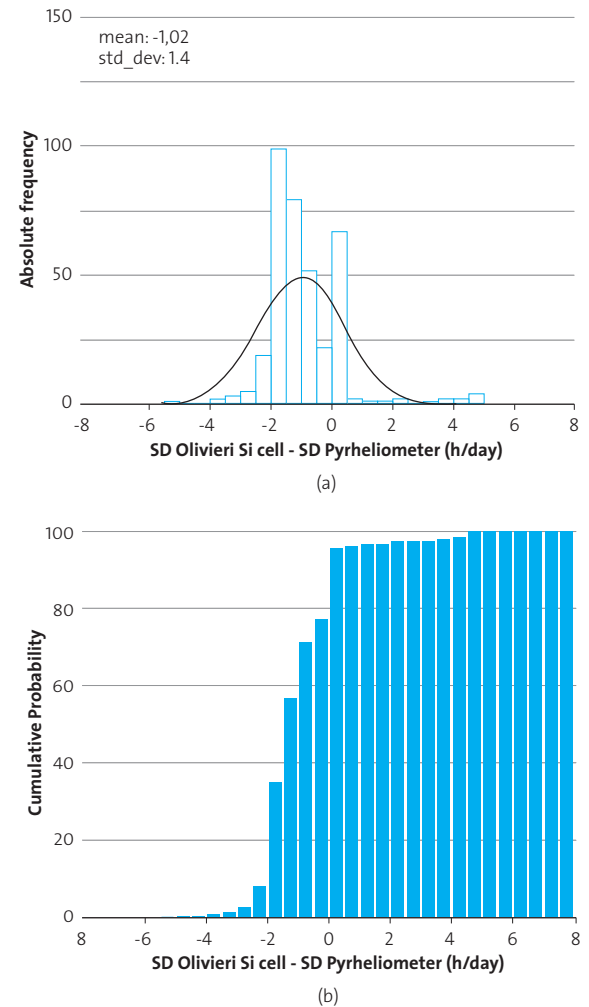
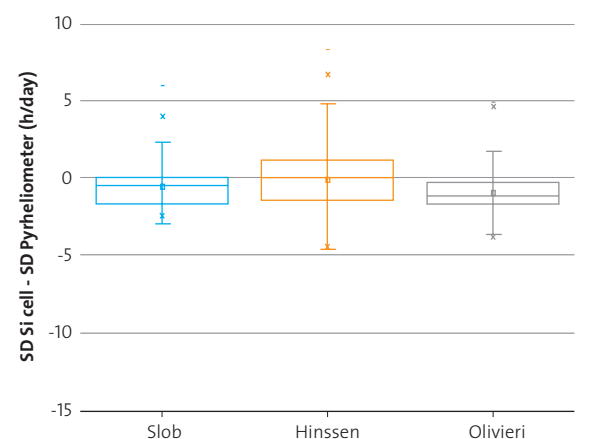


Figure 15. Box plot of SD Si cell – SD Pyrheliometer (h/day) for the three algorithms, Slob, Hinssen and Olivieri, showing that the Olivieri algorithm gives the better adjustment for measuring SD with a photovoltaic solar cell





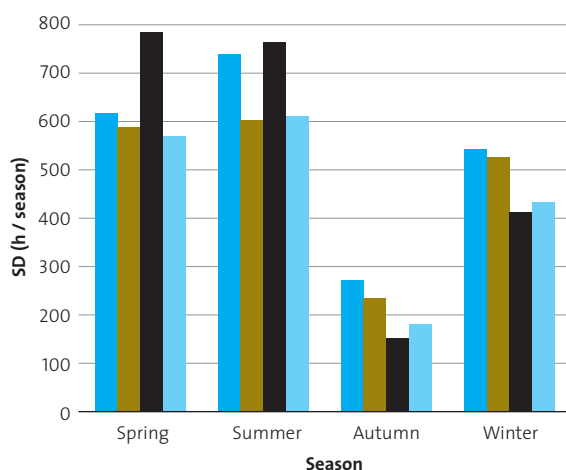
Finally, if we analyse the sunshine duration calculated by the solar cell seasonally, separating into Spring (April-May-June), Summer (July-August-September), Autumn (October-November-December) and Winter (January-February-March), we can observe that the Slob algorithm underperforms in the summer months, is similar in spring and autumn and improves in winter. This agrees with previous studies and analysis [28]. On the other hand, the Hinssen algorithm overestimates in spring and Summer and underestimates substantially in autumn and winter, with high variation in adjustment. Finally, the Olivieri algorithm underestimates over the four seasons, but it is more affected in the summer and winter months.

The tilted position of the cell, as discussed earlier, affects the performance of the different algorithms, as well as the definition of the codes for the different algorithms. It is important to observe that the algorithms were developed mostly in the Netherlands and Northern Europe, with different climatic conditions than those from the south, corresponding to the solar radiation data for this study. Previous studies worked with a yearly number of sunshine hours of about 1400, and the location in this study was working with about 2200. It is also expected that turbidity values vary considerably from one location to another, so this could affect also the performance of the algorithms.

Table 3. Seasonal pyrheliometric sunshine duration and differences between the sunshine durations calculated by the three pyranometric algorithms using the solar cell. Autumn months have less total hours due to the reduced number of quality-data days due to technical problems

	Spring	Summer	Autumn	Winter
SD Pyrheliometric (h)	619	737	272	544
SD Slob Si cell -SD Pyrh (h)	-30	-132	-33	-17
SD Hinssen Si cell -SD Pyrh (h)	165	25	-119	-133
SD Olivieri Si cell -SD Pyrh (h)	-49	-124	-90	-109

Figure 16. Seasonal sunshine duration calculated by the pyrheliometer and the three pyranometric algorithms using the solar cell: Slob, Hinssen and Olivieri



4.4. SUMMARY AND CONCLUSIONS

The objective of this chapter was to study if we could use a PV silicon solar reference cell to measure sunshine duration for low cost solar water purification applications. A comparison between the standard methods defined by the WMO, using a pyrheliometer to measure sunshine duration, and different algorithms when using a single pyranometer, has been conducted including the calculation of sunshine duration using a solar cell and the pyranometric algorithms.

The evaluation was performed using solar radiation data from the meteorological station and photovoltaic installation from the Photovoltaic Technology Group at the University of Cyprus, Nicosia, Cyprus, for the period December 2011 to November 2012. Three pyranometric algorithms were used: the Slob and Monna, the Hinssen and Knap and the Olivieri method. The algorithms were adapted to the tilted pyranometer and calibrated photovoltaic silicon solar cell from Cyprus. The pyrheliometric method gave an annual sunshine duration of 2171h. The pyranometric methods provided annual sunshine durations differences of -145 h (-7%) and -61 h (-3%) for the Hinssen and Knap algorithm (pyranometer and cell); of -411 h (-19%) and -210 h (-10%) for the Slob and Monna; and of -457 h (-21%) and -372 h (-17%) for the Olivieri. All the algorithms underestimate sunshine duration over the span of a year and the results between the pyranometer and the solar cell were comparable.

On a daily difference mean basis, the Hinssen and Knap algorithm had an excessive dispersion and uncertainty in the SD values, (-0.4 ± 0.08 h/day ($\pm 20\%$) and -0.17 ± 0.11 h/day ($\pm 65\%$)). The Slob and Monna had less uncertainty but still high for the solar cell results (-1.12 ± 0.05 h/day ($\pm 4\%$) for the pyranometer and -0.57 ± 0.08 h/day ($\pm 14\%$) for the cell). Finally, the Olivieri algorithm gave a daily mean difference with the pyrheliometric method of -1.25 ± 0.06 h/day ($\pm 5\%$) for the pyranometer and of -1.02 ± 0.07 h/day ($\pm 7\%$) for the solar cell, both acceptable results and very similar between them.

The main conclusion is that *the silicon solar cell is capable of measuring sunshine duration on a daily basis with an uncertainty similar to the obtained with a pyranometer when using the Olivieri algorithm*. It can measure sunshine duration on a daily basis with an uncertainty of 1.4h/day, which is sufficient for the low-cost solar water applications, as we can overexposed the device to the sun to reduce this uncertainty. Again, this difference and uncertainty value is relative to a pyrheliometer, and although it underestimates, it might be more useful as it will give an indication of the real sunshine hours that a device with the same characteristics and limitations (same position, similar reduced field-of-view) as the solar cell is exposed to.

5. DESIGN AND MANUFACTURING OF A CLEAN WATER PV SENSOR

In this chapter, we will design a generic clean water sensor based in photovoltaic solar cells. A review of previous sensors based on PV cells for measuring irradiance and cell temperature for PV plants will be conducted, prior to the design of the clean



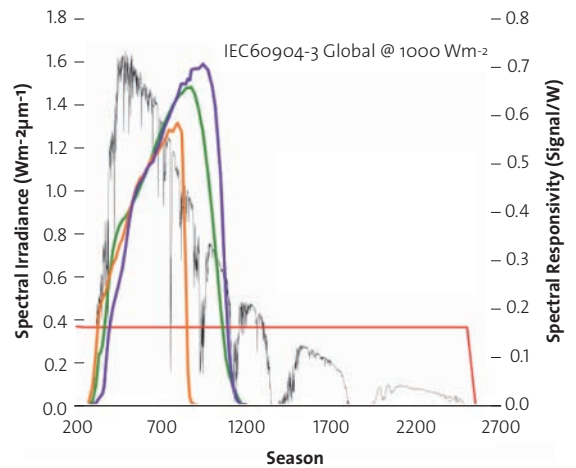
water PV sensor of this project. Finally, the manufacturing process and the initial calibration of the sensor will be described.

5.1. PREVIOUS PV SENSORS DESIGNS FOR MEASURING IRRADIANCE AND TEMPERATURE FOR PV PLANTS

Sensors based in calibrated solar cells have been widely used in photovoltaics to monitor the performance of PV plants. These solar cells are called 'reference cells' and their characteristics and calibration are defined in the international standard IEC 60904 [36]. From their generated photocurrent, which depends on the number of photons and their spectral distribution, they calculate the solar irradiance. But the measured solar irradiance depends on the spectral response of the cell, which extends from the UV to the NIR, so it does not measure the broadband solar irradiance as a pyranometer does (Fig. 17). So they cannot be used as radiometers to measure the total weather data accurately, but they can be used to measure the solar irradiance that is available to a PV module for energy conversion, as both the reference cell and the PV module have the same spectral response [37].

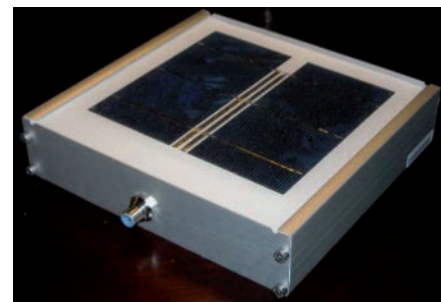
Meybray et al. from NREL have recently reviewed the difference between using pyranometers and reference cells when monitoring PV plants performance [37], giving a comparison between pyranometers and reference cells when they are used for measuring the efficiency of PV at reference conditions and when they are used as radiometers. When used for measuring the efficiency of PV modules, the reference cell matches the spectral response of the PV module, so it is more accurate. The pyranometer measures the broadband spectrum (UV to FIR) and the response needs to be corrected for PV. On the contrary, a pyranometer is ideal to measure the weather (entire spectrum) but the reference cell will be consider insufficient (only UV to NIR). Medbray et al. also compare other parameters such as the angle of incidence effect, temperature response and time response. Finally, they suggest, as other authors in the literature, such as Haeberlin et al. [38] or Dunn et al. [39], the use of reference cells instead of pyranometers [40] to monitor PV plants performance because they are a matched reference device that provides a better and more realistic estimation of the expected energy output of a PV plant.

Figure 17. Spectral response of a pyranometer (in red) showing the broadband response in comparison with the spectral response of several photovoltaic solar cells technologies that can be used as reference cells, including silicon (in green), CdTe and CIGS [37]



An example of a well-developed sensor based in reference cells is the ESTI sensor, designed at developed at the European Solar Test Installation (Joint Research Centre - JRC, Ispra, Italy) to monitor PV plants within the 1994 German program 'A Thousands Roofs' [41]. It consists of a monocrystalline solar cell encapsulated in glass/EVA/ polyester-aluminium-tedlar. The cell is cut in two, with one half used to measure I_{sc} and the other half to measure V_{oc} . The electronic system is laminated inside the sensor, with a final size of 140mm x 140mm. The ESTI sensor is then calibrated for irradiance and cell temperature, obtaining a final measurement accuracy of $\pm 2\%$ for irradiance and $\pm 2^\circ\text{C}$ for cell temperature. Fig. 18 shows an image of a recent Suntech ESTI type reference cell calibrated by PV Evolution Labs.

Figure 18. Suntech ESTI type reference cell calibrated by PV evolution labs, showing the two halves of the silicon solar reference cell (in this case multicrystalline) used as a sensor, encapsulated using the same materials as for a PV module [37]





5.2. CLEAN WATER PV SENSOR DESIGN

A photovoltaic solar cell can be used to measure global irradiance as stated previously, with a spectral response that includes UV, Vis and NIR. We can measure the global irradiance from the cell and then estimate the sunshine duration as studied in the previous chapter, which is the main parameter used in SODIS as a criteria of clean water. On the other hand, we would like to measure directly the UV irradiance, but the cell measures UV, Vis and NIR. One possibility would be to use an optical filter that blocks all the light except the UV, but these specific filters are too expensive for this type of applications.

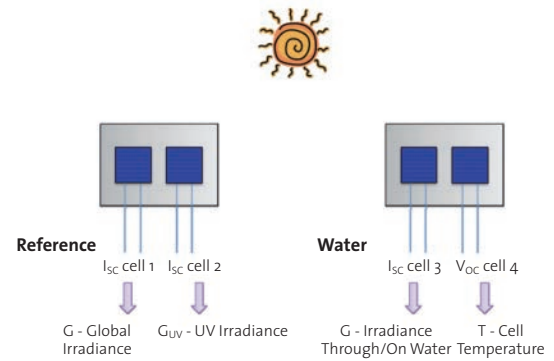
A solution to this problem of *measuring directly UV with a solar cell is to use two solar cells and a low-cost UV filter for one of the cells, which blocks just the UV part of the spectrum*. The first cell would measure the global solar irradiance (comprising UV, Vis and NIR), and the second cell would be under the low-cost UV filter, measuring the global solar irradiance except the UV (Vis and NIR). *By differentiating the response of the two cells, we would have just the UV component of irradiance*. This would be a low-cost solution since the solar cell is currently affordable due to the booming of the PV industry and the plummeting of silicon technologies costs, with a cost of 0.1€ per cell or less depending on the technology, and the UV filter could be an inexpensive UV filter from photography or from the glass protection and safety films industry.

Considering the design requirements described in chapter 3, the previous PV sensors developed for PV plants performance monitoring and the solution adopted to measure UV irradiance directly with two solar cells, we are proposing a clean water PV sensor design that follows the ESTI sensor approach from the JRC. The sensor is composed by a set of two basic units, each basic unit comprising two single PV cells of the same technology, encapsulated in the initial design using the same materials as for a PV module. Each sensor includes two of these units: the first one as a reference unit, placed always external to the solar water treatment system, and the second as water test unit, placed in different locations depending on the solar disinfection technology (Fig. 19):

- The *reference unit* will comprise a first cell measuring I_{SC} and therefore global irradiance; and a second cell will be under an UV filter, measuring I_{SC} and therefore global irradiance except UV. With this reference unit we can measure *global irradiance, sunshine hours and UV irradiance*.
- The *water test unit* will include a third cell measuring I_{SC} and therefore *global irradiance through or on the water* (depending on where we place the unit), and a fourth cell measuring V_{OC} and therefore cell temperature and an estimation of *water temperature*.

For the case of SODIS the water unit would be located under the bottle, and for solar water pasteurization on top of the container. In summary, the sensor is composed by 4 cells, 2 directly under the sun as a reference (so we can normalise) and 2 integrated in the solar water technology.

Figure 19. Clean water PV sensor design including one unit as a reference, measuring solar irradiance and UV irradiance, and another unit for the water, measuring irradiance through/on the water and water temperature



The 4 cells from the clean water PV sensor will provide four basic parameters based on the short-circuit current and open-circuit voltage of the cells:

- *Reference unit:*
 - I_{SC} from cell 1 → Solar irradiance.
 - I_{SC} from cell 2 → Solar irradiance except the UV.
- *Water unit:*
 - I_{SC} from cell 3 → Irradiance through/on the water.
 - V_{OC} from cell 4 → Cell 4 temperature and water temperature estimation.

Using the solar cell characteristic equations from chapter 2 we obtain the *different parameters*:

a) Solar Irradiance - G

From the reference unit short-circuit current of cell 1 $I_{SC,Cell_1}^*$ we obtain directly the solar irradiance G in $\frac{W}{m^2}$:

$$G = G^* \frac{I_{SC,Cell_1}}{I_{SC,Cell_1}^*} \quad \text{Eq. XVI}$$

where

$G^* = \frac{1000W}{m^2}$ the irradiance corresponding to standard conditions, and $I_{SC,Cell_1}^*$ is the cell short-circuit current in at standard conditions of $\frac{1000W}{m^2}$, obtained when we calibrate the cell.

b) UV Irradiance - G_{UV}

From the reference unit short-circuit current of cell 2 $I_{SC,Cell_2}^*$ (Vis, NIR), and the short-circuit current of cell 1, $I_{SC,Cell_1}^*$ (UV, Vis, NIR), we calculate the UV solar irradiance G_{UV} in $\frac{W}{m^2}$:

$$G_{UV} = G - G^* \frac{I_{SC,Cell_2}}{I_{SC,Cell_2}^*} \quad \text{Eq. XVII}$$



where

G is the solar irradiance, obtained by the cell 1 in the reference unit.

$G^{\circ} = \frac{1000W}{m^2}$, the irradiance corresponding to standard conditions, and

$I_{SC,Cell_2}^{\circ}$ is the cell short-circuit current in A at standard conditions of $\frac{1000W}{m^2}$, obtained when we calibrate the cell.

This calculation assumes that the UV blocking filter is ideal and that it rejects only all the UV and transmits the visible and infra-red light components. We will review this and study the validity of this assumption, using it as an adequate estimation for this particular application in further chapters (Chapter 5).

c) Solar Irradiance through the water or on the water - G_{Water}

From the water unit short-circuit current of cell 3, $I_{SC,Cell_3}^{\circ}$, we obtain directly the solar irradiance G_{Water} in $\frac{W}{m^2}$:

$$G_{Water} = G^{\circ} \frac{I_{SC,Cell_2}^{\circ}}{I_{SC,Cell_3}^{\circ}} \quad \text{Eq. XVIII}$$

where

$G^{\circ} = \frac{1000W}{m^2}$, the irradiance corresponding to standard conditions,

$I_{SC,Cell_3}^{\circ}$ is the cell short-circuit current in at standard conditions of $\frac{1000W}{m^2}$

If the cell is located underneath a SODIS bottle, the value of the irradiance will be lower than the solar irradiance G_{Water} as the solar irradiance has to cross the bottle and the polluted water.

If the cell is located on top of the container within a solar water pasteurizer, assuming no extra irradiance coming from the reflector, the value of the irradiance will be equal to the solar irradiance G . If there are reflections, the former value will be higher.

d) Water Cell temperature – Water temperature estimation - $T_{WaterCell}$

From the water unit open-circuit voltage of cell 4, $V_{OC,Cell_4}^{\circ}$, we calculate the water cell temperature $T_{WaterCell}$ in °C:

$$T_{WaterCell} = T_{WaterCell}^{\circ} + \frac{1}{\beta} \left[V_{OC,Cell_4} - V_{OC,Cell_4}^{\circ} + \frac{kT_{WaterCell}}{e} \ln \left(\frac{G}{G^{\circ}} \right) \right] \quad \text{Eq. XIX}$$

where

$T_{WaterCell}^{\circ}$ is the cell temperature at standard conditions (25°C), β is the V_{OC} temperature coefficient at the irradiance level G , given by the manufacturer,

$V_{OC,Cell_4}^{\circ}$ is the open-circuit voltage of the cell at standard conditions (25°C), given by the manufacturer,

$\frac{kT_{WaterCell}}{e}$ is the thermal voltage, (0.025mV at 25°C),

$G^{\circ} = \frac{1000W}{m^2}$, the irradiance corresponding to standard conditions, and

G is the solar irradiance, obtained by the cell 3 in the water unit.

From this water cell temperature we can then estimate the water temperature inside a SODIS bottle or a water pasteurizer container.

This clean water PV sensor can be integrated in all solar water technologies. In this project we are focusing on two of them: SODIS and solar water pasteurization. Now we are describing how to use the sensor in each of the technologies and how to obtain the main information parameters required for the clean/no clean water decision.

5.2.1. CLEAN WATER PV SENSOR FOR SODIS

The clean water PV sensor can be integrated in SODIS by placing the reference unit external to the bottle and avoiding possible shading from it, and by placing the water unit underneath the bottle, such as indicated in Fig. 20. With this configuration, we obtain the four main parameters indicated previously (solar irradiance, UV irradiance, irradiance through the bottle and water cell temperature), and from them, we can calculate and/or estimate the following additional information parameters: sunshine hours, absorbed irradiance in the bottle, transmittance changes and water temperature. With all this information, we can decide if the water is clean or not, as per established by the SODIS clean water criteria: 6 hours of sunshine if sunny, 2-3 days if cloudy; or equivalent UV dose received.

a) Sunshine hours

Sunshine hours can be estimated from the solar irradiance data, provided by the reference unit (solar cell 1), as we have studied in the chapter 4. From the reference unit (solar cell 1) we obtain the global solar irradiance, and from this value, we can estimate the sunshine duration using the Olivieri algorithm and considering the uncertainty associated to daily values.

b) Absorbed irradiance

The water unit cell (cell 3) will provide the solar irradiance that has reached the solar cell G_{Water} , the solar irradiance that has crossed the bottle and has not been absorbed. By calculating the difference with the total solar irradiance G measured by the external reference cell (cell 1) we can calculate the solar irradiance that has been absorbed in the bottle. The water by its nature absorbs the FIR and the cell does not detect this change, so we obtain the absorbed irradiance in the bottle from the UV to the NIR:

$$G_{Absorbed} = G - G_{Water} \quad \text{Eq. XX}$$

c) Transmittance changes

We can also calculate transmittance changes in the water if we compare the irradiance through the water and the solar irradiance. These transmittance changes might allow us to detect changes in the water content as the pollutant disappears if the pollutant has an absorption response in the same part of the spectrum as the solar cell (UV, Vis & NIR). To detect transmittance changes, we need to convert the measured short-circuit currents both from cell 1 and cell 3 to standard conditions (1000W/m²), which means to obtain the short-circuit current



of the cell at standard conditions (STC), the value that we obtain as a main parameter after calibration. If there are no transmittance changes, the output should be a constant, the value that we measured. When there are transmittance changes, the value of the short-circuit current at STC of the cell underneath the bottle (cell 1) will change, indicating changes within the bottle. The short-circuit current at STC of the reference cell (cell 3) should remain constant. This effect has been observed in recent works [42].

$$I_{SC,Cell_2}^* = G^* \frac{I_{SC,Cell_2}}{G} \quad \text{Eq. XXI}$$

$$I_{SC,Cell_3}^* = G^* \frac{I_{SC,Cell_3}}{G_{water}} \quad \text{Eq. XXII}$$

d) Water temperature

From the water cell temperature, we can estimate the water temperature inside the bottle if there is a good thermal contact

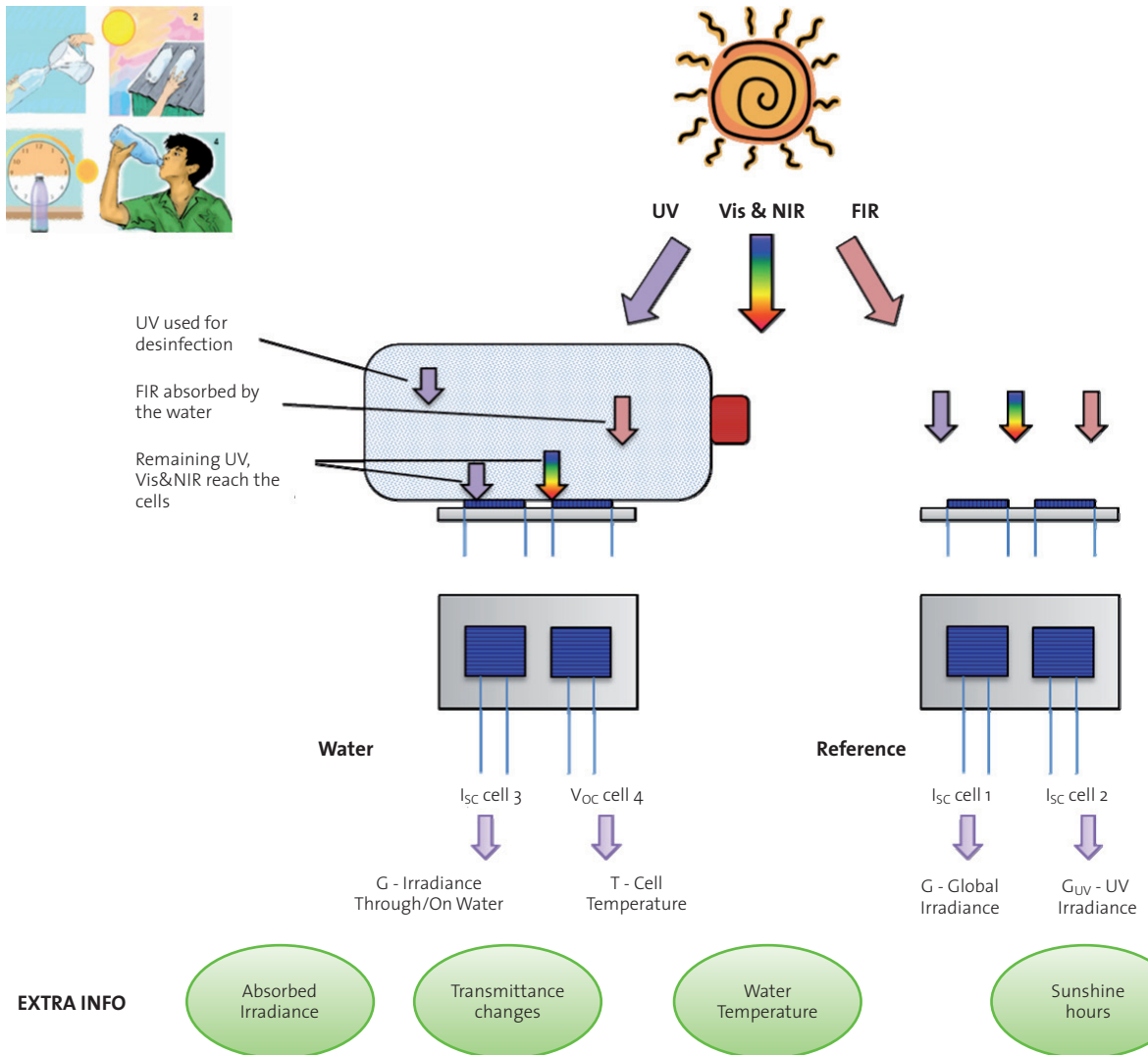
between the front part of the encapsulated cell and the bottle, and it will improve if the material on the back of the encapsulation is thermally insulating. To estimate the water temperature, we can estimate the thermal losses in the interface between the bottle and the encapsulated cell and then include them in the system. A very simple initial approach would be to assume that the encapsulated cell is well insulated in all sides except in the front one, where the heat from the water reaches the cell only by conduction with a certain thermal resistance through the plastic bottle and the encapsulation:

$$T_{water} = T_{water,cell} + R_{bottle-encapsulation} (P_{Sun} - P_{Water}) \quad \text{Eq. XXIII}$$

$$P_{Sun} = G \cdot A_{Cell_4} \cdot \eta \quad \text{Eq. XXIV}$$

$$P_{Water} = G_{Water} \cdot A_{Cell_4} \cdot \eta \quad \text{Eq. XXV}$$

Figure 20. Clean water PV sensor integrated in the SODIS technology, with the reference unit external to the bottle and the water unit underneath the bottle, obtaining information on global irradiance, UV irradiance, sunshine hours, absorbed irradiance in the bottle, transmittance changes and water temperature.





$R_{bottle-encapsulation}$ is the thermal resistance between the plastic bottle, through the encapsulation, to the solar cell 1 ($\frac{^{\circ}C}{W}$), is the solar power on the cell 1 (W),

P_{Water} is the electrical power on the cell 1 (W), A_{Cell_4} is the cell area (m^2), η is the solar cell efficiency (%).

5.2.2. CLEAN WATER PV SENSOR FOR SOLAR WATER PASTEURIZATION

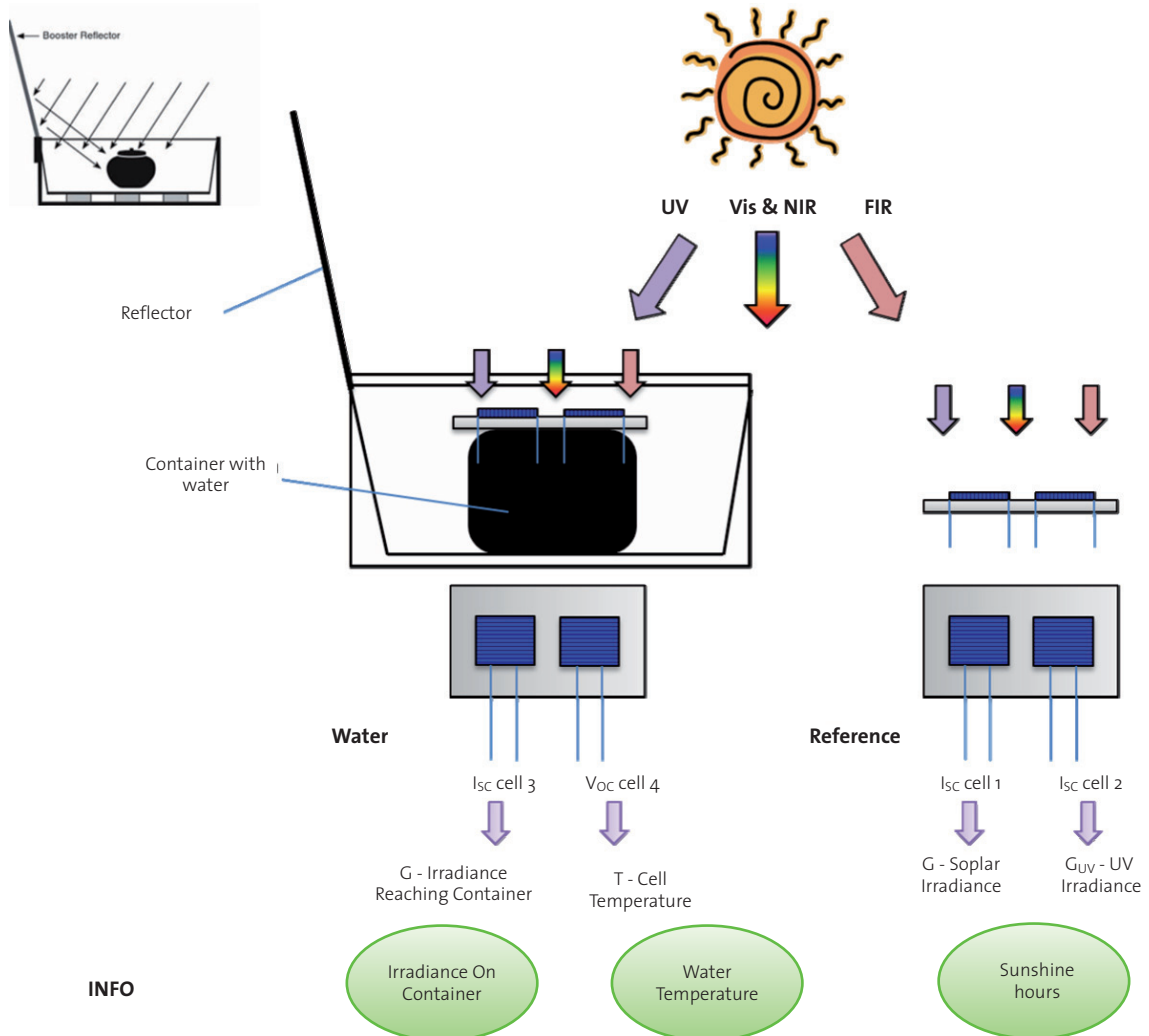
For the case of the solar water pasteurizer, the clean water PV sensor can be integrated by placing the reference unit external to the entire system (avoiding possible shading from it as in the SODIS bottles) and by placing the water unit on top of the water container within the system, as shown in Fig. 21. We obtain the four main parameters of the sensor (solar irradiance, UV irradiance, irradiance on the container and water cell temperature), and from them, we can calculate and/or estimate the following information parameters: sunshine hours, irradiance on the container and water temperature. The main

parameter is the water temperature, and the water will be clean or not depending on if the water has reached pasteurization temperature for a sufficient time as to degrade the pollutant in the container. For example, some microorganisms such as *E. coli*, *rotavirus*, *Vibrio cholera*, *Salmonella thyphi* and *Shigella sp.*, require a temperature of 60°C during 1 minute to get 90% of them destroyed [6].

a) Sunshine hours

Sunshine hours is calculated following the same procedure described in the SODIS section, although in this case we need to be careful as the use of a solar cell as irradiance sensor is not as accurate as in SODIS because solar pasteurization uses all the solar spectrum to convert it to thermal energy and the solar cell only part of it. However, considering the low-cost approach followed and that most of the solar energy is in the UV-Vis-NIR range, it will provide sufficient information to know how the solar irradiance conditions are despite the spectral mismatch.

Figure 21. Clean water PV sensor integrated in the solar water pasteurization technology, with the reference unit external to the bottle and the water unit on top of the water container, obtaining information on global irradiance, UV irradiance, sunshine hours, irradiance on the container and water temperature





b) Irradiance on Container

Cell 3 gives the irradiance on the container, which will be equal to the total solar irradiance measured by Cell 1 if there is no reflector, and higher if there is an effective reflector. Same considerations as for sunshine hours calculation applies in this case as there is no spectral match between the applications.

c) Water temperature

Water temperature is the most useful parameter in water pasteurization. In this case, good thermal contact must be obtained between the back sheet of the cell encapsulation and the water container. The front material of the encapsulated cell should be as thermal insulating as possible to avoid thermal losses. In this case, to estimate the water temperature, we consider a thermal resistance between the encapsulation and the container, and we calculate the power directly from the irradiance measured in the container:

$$T_{water} = T_{water_{cell}} + R_{encapsulation-container} (P_{Sun} - P_{Water}) \quad Eq. XXVI$$

$$P_{Sun} = G_{Container} \cdot A_{Cell_1} \cdot \eta \quad Eq. XXVII$$

$$P_{Water} = G_{Container} \cdot A_{Cell_1} \cdot \eta \quad Eq. XXVIII$$

$R_{encapsulation-container}$ is the thermal resistance between the plastic bottle, through the encapsulation, to the solar cell 1 ($\frac{^{\circ}C}{W}$), P_{Sun} is the solar power on the cell (W), P_{Water} is the electrical power on the cell 1 (W), A_{Cell_1} is the cell area (m^2), η is the solar cell efficiency (%).

In this case, we will consider the use of thermocouples for liquid-immersion if the current cost is affordable and it is feasible to insert the thermocouple in the liquid without affecting the water treatment process (we need to consider that for developing regions inserting something in the water might actually introduce more contaminants in the water that can affect the final performance of the system).

5.3. MANUFACTURING

A first sensor that can be used in SODIS but adapted to solar water pasteurization has been manufactured. Detailed design aspects such as size and materials are described below, followed by the final manufacturing process.

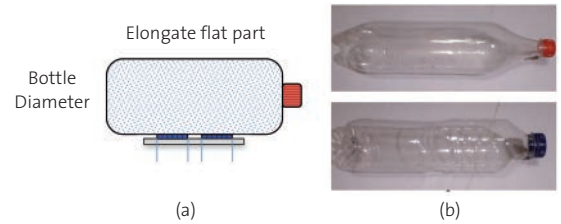
5.3.1. SIZE

SODIS uses transparent PET bottles and solar water pasteurization uses containers that can be bottles or in other shapes painted in black to optimise the absorption of solar energy in the container. For this generic sensor, we are going to focus on the PET bottles from SODIS, as they can be also used as containers for solar water pasteurization units by simply painting them in black, and for their extended use in developing countries. In general, the most common sizes for PET bottles used in SODIS are small bottles of 1-2 L [43]. The main issue for the sensor based on solar cells is that the bottle is round and the conven-

tional cells that we are going to use in this first sensor are flat, so for the water unit of the sensor (the one placed underneath the bottle) we need to minimise the optical losses between the flat cells and the round bottle. We used thin, elongate solar cells for this purpose, calculating from the bottle dimensions the most appropriate dimensions for the sensor solar cells.

Different bottles of different sizes, ranging from 1.5L to 2L were analysed, studying their perimeters and therefore their diameters, as well as the elongate flat parts on which locate the sensor (Fig. 22). Perimeters were from 270mm to 317mm, and the elongate flat parts, which are the parts in which the bottle is flat and without drawings that can produce optical losses, were from as small as 75mm to the size of the full bottle, 200mm.

Figure 22. a) Schematics of a PET bottle with the water unit of the sensor below showing the two main dimensions to consider: bottle diameter and elongate flat part; and b) example of PET bottles: on the top a bottle completely flat and on the bottom a bottle with non-flat parts not suitable for placing the sensor underneath



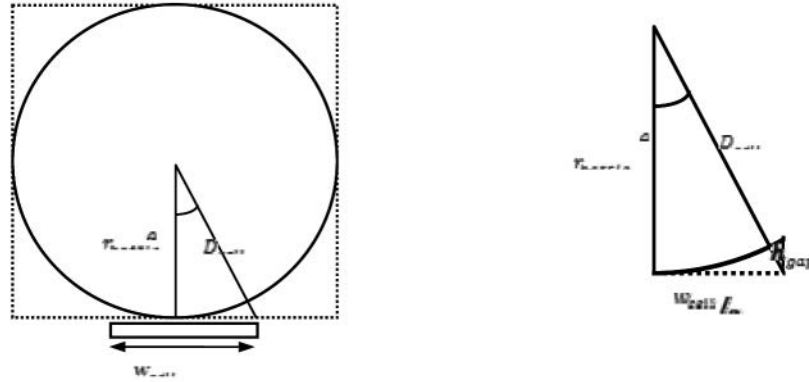
If we consider a cross-sectional view of the PET bottle, Fig. 23, we can see the bottle with its radius, r_{bottle} , and the cell underneath with w_{cell} its width D_{cell} . We define as the distance from the centre of the circumference to one edge of the cell, $\frac{w_{cell}}{2}$, and θ as the angle between the radius that crosses the centre of the cell and D_{cell} . h_{gap} is the distance between the edge of the cell and the bottle, where the optical losses are maximum. From the geometry, equations XXIX and XXX give the values of D_{cell} and h_{gap} . In order to minimise the optical losses produced in the gap between the bottle and the cell, we need to minimise the angle θ so D_{cell} is approximately equal to r_{bottle} , but maximising w_{cell} so we have sufficient cell area to capture the incoming sunlight. We need to establish a trade-off between the optical losses due to the different geometries and the need for sufficient solar cell area.

$$D_{cell} = \frac{\frac{w_{cell}}{2}}{\sin\left(\arctan\left(\frac{\frac{w_{cell}}{2}}{r_{bottle}}\right)\right)} \quad Eq. XXIX$$

$$h_{gap} = R \left(1 - \cos\left(\arcsin\left(\frac{\frac{w_{cell}}{2}}{r_{bottle}}\right)\right) \right) \quad Eq. XXX$$



Figure 23. Cross-sectional view of the bottle with the cell underneath, showing the radius of the bottle, r_{bottle} , and the width of the cell, w_{cell} . To minimise the optical losses due to the geometry, D_{cell} must be approximately equal to r_{bottle} with a trade-off between losses and cell area



For example, for the smallest bottle, of 27mm perimeter, we have a radius of 43mm. With a cell width of 4mm we would obtain a D_{cell} of 43.05mm and a h_{gap} of about 0.05mm, and with a cell width of 6mm a D_{cell} of 43.1mm and a h_{gap} of about 0.1mm, which are acceptable values for cell area and losses in this application. So a cell between 4mm-6mm width would be suitable.

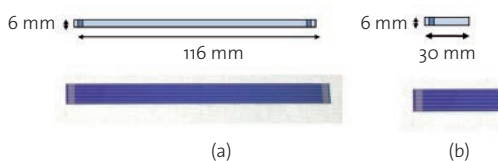
Regarding the length of the cell, if we consider the minimum elongate flat part of the three bottles, it comes down to 75mm, so in order to place two cells with a minimum separation of 2mm between them, the length of the cell could be up to 36mm.

5.3.2. MATERIALS

Materials selection can be divided into the solar cell and the rest of the encapsulation into a complete module, plus the low cost UV filters.

Regarding the solar cells, there are different technologies available in the market, including monocrystalline silicon solar cells, multicrystalline silicon solar cells, thin films solar cells using amorphous silicon, cadmium-telluride, crystalline silicon, etc. For this project we have used monocrystalline silicon solar cells from the Institute of Solar Energy (IES-UPM) in Madrid, Spain. The cells are LGBC solar cells originally manufactured by BP Solar, with an initial size of 6mm x 116mm, including two bus bars of 3mm each, one at each side of the cell (Fig. 24a). Average efficiency of the cells is 16.8% at STC and the V_{oc} temperature coefficient is $-2.3\text{mV}/^\circ\text{C}$. The cells were cut to a length of 30mm, so the final solar cell size for the sensor was 6mm x 30mm (Fig. 24b).

Figure 24. a) Original monocrystalline silicon solar cell from IES-UPM (6mm x 116mm), b) Cells for the clean water PV sensor after cutting to a size of 6mm x 30mm.

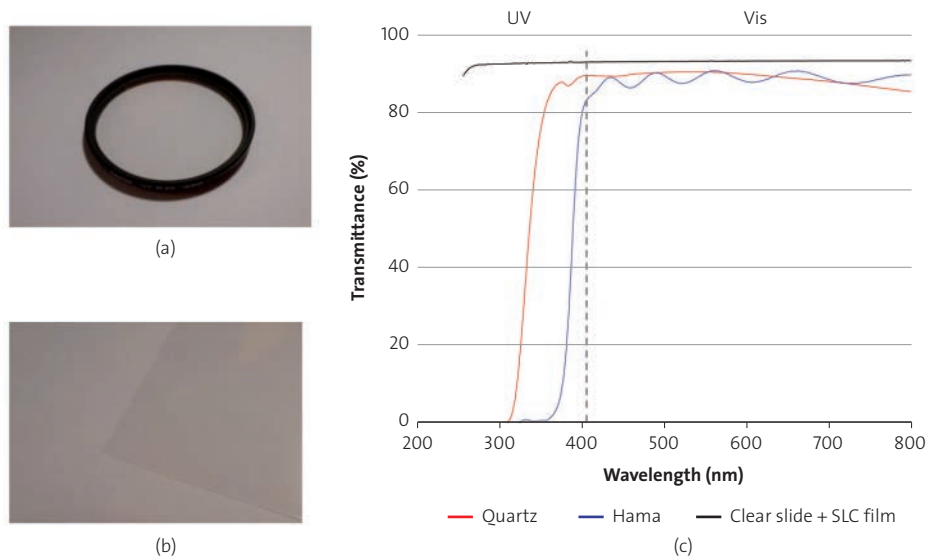


Encapsulation materials should be selected according to the final solar water treatment system and the location of the sensors to achieve good thermal contact with the system as we already discussed earlier in the chapter. But for this initial sensor we used a standard encapsulation based on a 1mm glass cover consisting of a microscope slide of clear glass, a clear silicone (Wacker Silgel 612) and a black back cover of Tedlar®, which are standard materials in PV modules. We use black Tedlar® to avoid unwanted reflections on the cells serving as sensors.

For the low-cost UV filter, we explored the possibility of using a conventional UV filter from photography, consisting of a 62mm diameter and 1.78mm thickness UV filter from Hama®, and an architectural window film for glass protection and safety provided by the Portuguese company Impersol Lda, the SCL SR PS4 Llumiar 0.1mm thickness film [44, 45] (Fig. 25a and Fig. 25b). Transmittance of both filters were analysed by using a UV-Vis spectrophotometer. The glass filter was measured directly in the spectrophotometer, but the UV film was previously attached to a 1mm thickness microscope clear slide, in order to measure the final transmittance in this configuration that it is going to be used in the final sensor. A quartz slide of 1mm was also used as a reference. From the film manufacturer data we know that a 3.75mm thickness clear window glass without film has 83% total solar transmittance, 90% visible light transmittance and 29% UV rejection. With the SCL SR PS4 film on top, the window achieves 81% total solar transmittance, 89% visible light transmittance, 95% UV rejection. The glass UV filter manufacturer does not provide any information about spectral transmittance. Fig. 26 shows the transmittance of both the glass filter and the film on 1mm quartz. We can observe that the Hama glass filter transmittance in the UV is higher than the film. It cuts at a lower wavelength of 329nm, allowing UV light to pass through, with a final overall UV blockage of 59%. The UV film on clear slide rejects 90% of the total UV with a cut-off wavelength of 383nm, vs. the 95% UV rejection given by the manufacturer. It reaches 88% visible light transmittance vs. the 90% visible transmittance provided by the manufacturer. These differences are mainly due to the different type of glass used as a support for the film. As a reference, the quartz slide only blocks 8% of the total UV. Finally, we selected the architectural film as a low-cost UV filter for our application.

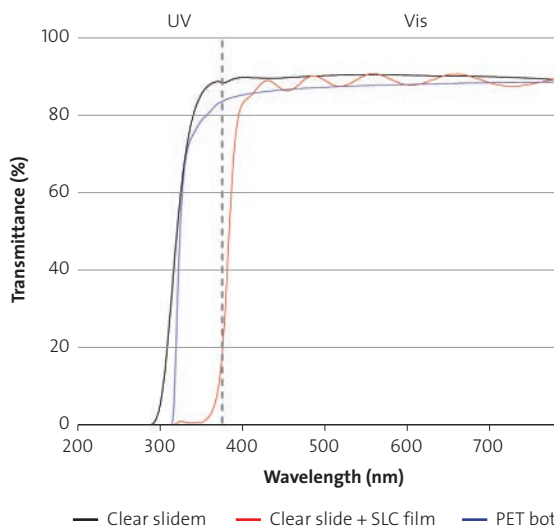


Figure 25. Low cost UV filters: a) photographic UV filter from Hama; b) SCL SR PS4 Llumiar UV film from Impersol; and c) transmittance of the two UV filters tested, with the film filter with a higher rejection of the UV content



Finally, we need to consider that we do not aim to measure the total UV irradiance accurately but the UV irradiance that is available to the water purification process, i.e. the UV irradiance that reaches the water within the bottle, including the transmission losses when the light crosses the PET bottle. Fig. 26 shows the transmittances of the PET bottle, cutting at 325nm and therefore using only the UVA light (320nm-400nm); and the clear slide plus the UV film, cutting at 383nm.

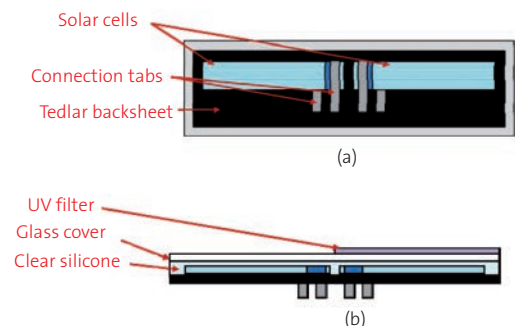
Figure 26. Transmittance of the clear slide used to encapsulate the solar cell, the PET bottle and the UV blocking film on clear slide



5.3.3. MANUFACTURING PROCESS

Fig. 27 presents the final design for each of the units of the sensor, showing the solar cells connected to the tabs and the black Tedlar backsheet. Fig. 27a shows a top view and Fig.27b a side view, showing the encapsulant and the clear glass. It also shows the UV filter location in one of the cells for the case of the reference unit.

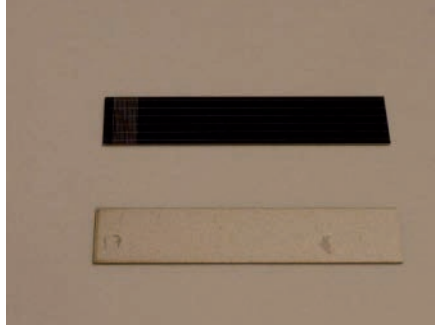
Figure 27. Design of the units of the sensor, showing the two solar cells with the bus bars soldered to the tabs, the black Tedlar backsheet, the encapsulant, the glass cover and the UV filter: a) Top view of the designed unit, b) Side view



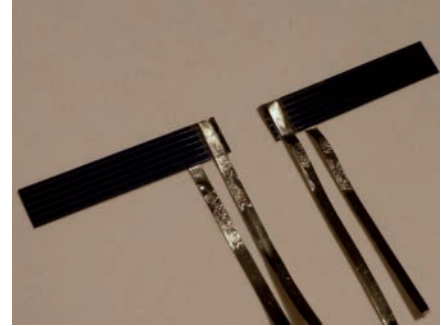
The manufacturing process starts with the cut of the original solar cells of 6mm x 116mm to the required size of 6mm x 30mm (Fig. 28a). So we cut the cell only in length. The cell cut was conducted at the facilities of CENTESIL (Centro de Tecnología de Silicio Solar) in Madrid, using an automatic dicing saw. After cutting, cells were measured in an indoor solar simulator (AM1.5G) at STC at IES-UPM labs, obtaining the I_{SC} in order to match the cells for the sensor units, using cells of similar short-circuit current for each unit (results can be found in the Annex).



Figure 28. Cells after each step of the manufacturing process of the sensor units: a) solar cells cut to 6mm x 30mm, b) cells soldered to the tabs, c) cells under encapsulation with clear silicone and glass cover, d) encapsulated units, e) cells fixed to the box with shunt resistor and external wires connected, f) final sensor unit, g) final sensor comprising the two units, h) example of the sensor unit including an UV filter



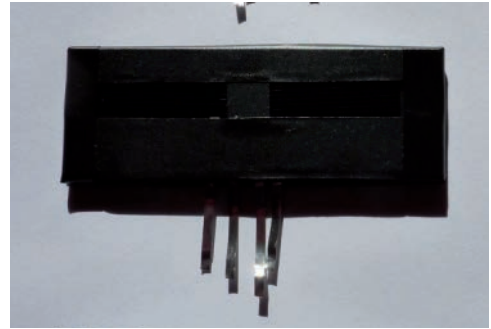
(a)



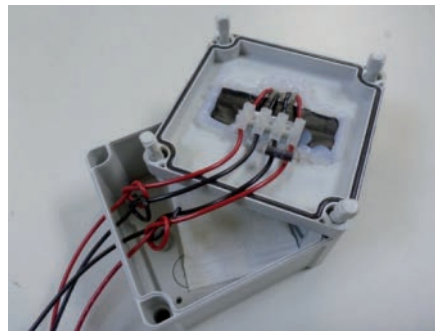
(b)



(c)



(d)



(e)



(f)



(g)



(h)



Next step is to wire the cells to the connection tabs (Fig. 28b), which was done by soldering in the hot plate using solder paste (Sn-Ag). Once the cells were soldered, we prepared the Tedlar® and place the cells on top for encapsulation. Encapsulation used a clear silicone of two components, Wacker Silgel 612, in a ratio of 1.5:1. It was mixed and then vacuumed to remove possible air bubbles and then poured into the Tedlar and cells, covering with the glass cover (Fig. 28c). Curing was at room temperature (24h at 25°C).

After the encapsulation (Fig. 28d), wires were soldered to the tabs and then connected to screw terminals, where the external wires of 0.5m each were connected (Fig. 28e). Then the units were fixed into small boxes that protect the wiring and have sufficient room for including the electronics of the sensor in the future. Silica was added to avoid moisture. Shunt resistors of 0.1Ω-1% were connected to the cells that will be measuring I_{SC} . Fig. 28f shows the final sensor unit and Fig. 28g the two units that the sensor is comprised of. The UV filter film was not included at this point as it was required that the cells were calibrated first so they have the same reference. Fig. 28h shows an example of the sensor including a UV filter.

5.4. INITIAL CALIBRATION

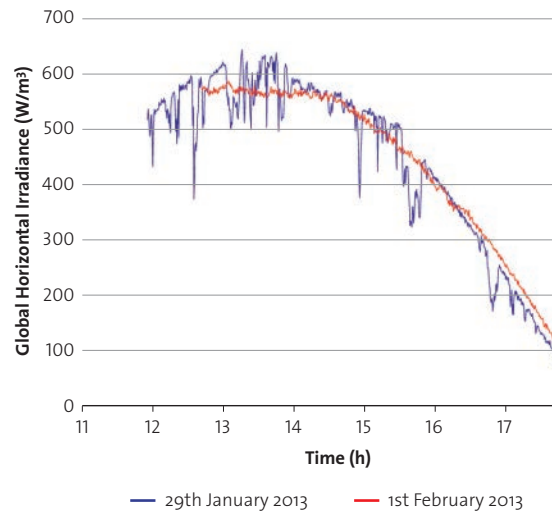
The clean water PV sensor must be initially calibrated. The calibration consists of an initial exposure to sunlight to reduce initial photon degradation effects and to stabilise the cells, an indoor characterisation and an outdoor calibration. The initial exposure was conducted at University of Jaén (Jaén, Spain), the indoor characterisation at the lab facilities of IES-UPM (Madrid, Spain) and the outdoor calibration at University of Jaén.

5.4.1. INITIAL EXPOSURE TO SUNLIGHT

It consists in exposing the solar cell for a total of 5kWh/m² open-circuited to reduce initial photon degradations effects. It is specified by the IEC 61215 international standard for 'IEC 61215 – Crystalline silicon terrestrial photovoltaic (PV) modules.

Design qualification and approval' [18]. This procedure was conducted at the University of Jaén outdoor facilities, during two winter days, 29th January 2013 and 1st February 2013, accumulating a received irradiance of 5.09kWh/m². Fig 29 shows the global solar irradiance on the horizontal plane for the two days of exposure.

Figure 29. Global solar irradiance on the horizontal plane for the two days of initial exposure, 29th January 2013 and 1st February 2013, accumulating a total of 5.09kWh/m²

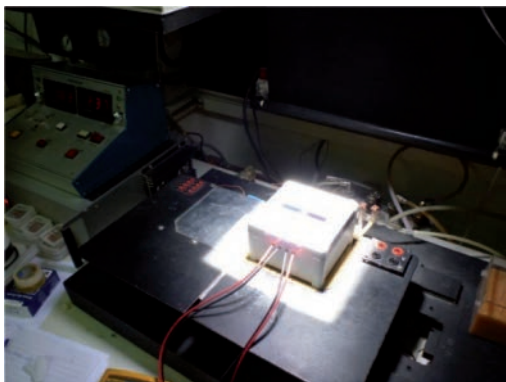


5.4.2. INDOOR CALIBRATION

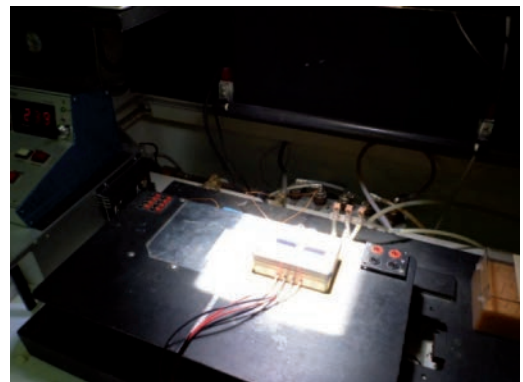
It was conducted at the IES-UPM labs, using an indoor solar simulator and the AM1.5G spectrum at the STC conditions, 1000W/m² and 25°C (Fig. 30). We measured the I_{SC} of cells 1, 2 and 3 and the V_{OC} of cell 4 at 1 sun and 25°C, obtaining the main reference parameters of the sensor:

$$\begin{aligned} I_{SC,Cell_1}^* &= 53.26\text{mA} \\ I_{SC,Cell_2}^* &= 53.30\text{mA} \\ I_{SC,Cell_3}^* &= 53.18\text{mA} \\ V_{OC,Cell_4} &= 595\text{mV} \end{aligned}$$

Figure 30. Sensor units under calibration at the indoor solar simulator at IES-UPM labs, measuring $I_{SC,Cell_1}$, $I_{SC,Cell_2}$, $I_{SC,Cell_3}$ and $V_{OC,Cell_4}$ at STC (1000W/m², 25°C)



(a)



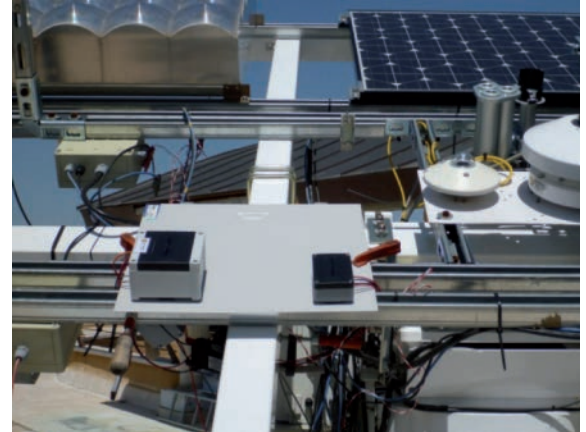
(b)



Figure 31. Sensor units under calibration on the tracker at the outdoor solar facilities at University of Jaén, measuring $I_{SC,Cell_1}$, $I_{SC,Cell_2}$, $I_{SC,Cell_3}$, $V_{OC,Cell_4}$ and T_{Cell_4} under natural sunlight (irradiance measured by the pyranometer in the tracker).



(a)



(b)

5.4.3. OUTDOOR CALIBRATION

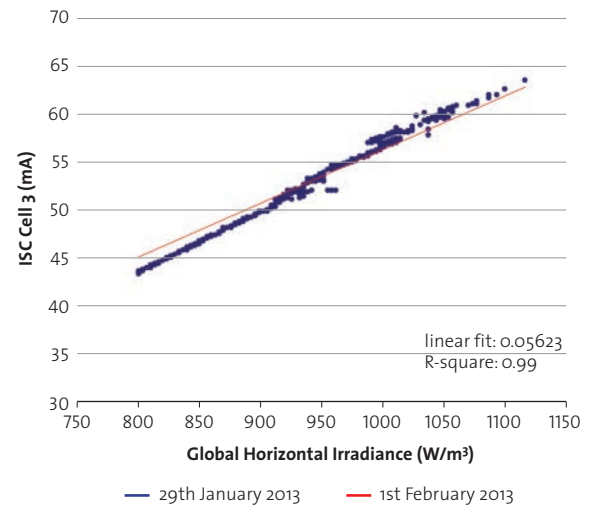
To minimise uncertainties of the indoor calibration due to the artificial lamp and temperature conditions of the lab, outdoor calibration was conducted at the University of Jaén facilities, placing the solar cells on a tracker and following the specifications of the international standard 'IEC-60904-2 - Photovoltaic devices. Part 2: Requirements for reference solar cells' [36]. With the cells on tracker (Fig. 31), we measured the I_{SC} of cells 1, 2 and 3, the V_{OC} of cell 4 and the T of cell 4 under natural sunlight for a period of two hours. The global irradiance on the normal plane was measured by a pyranometer placed on the tracker. Fig. 32 shows an example of the linear fitting between the I_{SC} of one of the solar cells and the global irradiance on the plane, obtaining the calibration value. For the V_{OC} of cell 4, we waited for the cell temperature to stabilise prior to the data taking. We obtained the main reference parameters of the sensor:

$$\begin{aligned} \dot{I}_{SC,Cell_1} &= 54.78 \text{ mA} @ 1000 \frac{\text{W}}{\text{m}^2} \\ \dot{I}_{SC,Cell_2} &= 55.22 \text{ mA} @ \frac{1000 \text{ W}}{\text{m}^2} \\ \dot{I}_{SC,Cell_3} &= 55.23 \text{ mA} @ \frac{1000 \text{ W}}{\text{m}^2} \\ \dot{V}_{OC,Cell_4} &= 505.016 \text{ mV} @ \frac{1035 \text{ W}}{\text{m}^2} \text{ and } T_{Cell_4} = 64.16 \text{ }^\circ\text{C} \end{aligned}$$

Converting into standard testing conditions, 1000 W/m^2 and 25°C , we obtained the following reference values:

$$\begin{aligned} \dot{I}_{SC,Cell_1} &= 54.78 \text{ mA} \\ \dot{I}_{SC,Cell_2} &= 55.22 \text{ mA} \\ \dot{I}_{SC,Cell_3} &= 56.23 \text{ mA} \\ \dot{V}_{OC,Cell_4} &= 594.12 \text{ mV} \end{aligned}$$

Figure 32. Example of one of the cells short-circuit current outdoor calibration against a calibrated global pyranometer mounted on the same plane as the cell



6. TESTING OF THE NEW CLEAN WATER PV SENSOR

Once the cells in the sensor were calibrated, the performance of the clean water sensor was tested. Four types of tests were conducted, including an initial test with all the cells measuring over the span of a day, a specific calibration of the new UV sensor, a test with tap water and a preliminary experiment with polluted water.

The objective of these tests is to determine if the new sensor provides useful data to help the water quality monitoring. More specifically, we aim to study the following parameters measured by the solar cells: sunshine duration, total global irradiance and irradiance at the bottom of the bottle, UV irradiance and water



temperature. We will compare these parameters with the water microbiological analysis and the reference values of UV and temperature given in the literature for the SODIS process, and determine whether the new sensor is useful or not for the water purification and if so, under which conditions and limitations.

6.1. CHARACTERISATION AS SUNSHINE DURATION SENSOR

To verify the performance of the SolWat sensor as sunshine duration recorder, the sensor was subjected to different days of exposure under natural sunlight and its output compared with a reference global horizontal pyranometer. The set-up is shown in Fig. 33, where the sensor is placed horizontally and in the same plane of the global pyranometer. Fig. 34 shows the performance of the SolWat sensor cells when used to measure global horizontal irradiance in comparison with the reference data from the pyranometer. Two different climatic conditions are shown, corresponding to sunny and cloudy weather, and good agreement

is shown between the global measured by the PV cells and the reference global irradiance given by the pyranometer.

From the global horizontal irradiance measured by Cell 1, we calculated the sunshine duration and then compared it with the sunshine duration calculated by the pyrheliometer from the weather station and the one calculated by the pyranometer. For both the pyranometer and the cell, the selected method was the Olivieri one, as we demonstrated in Chapter 4 that was the most suitable one for the PV cell. In Table IV we can observe the results for different days of testing, with the cell and the pyranometer performing similarly and in all the cases underestimating the sunshine duration value. It is important to remember that all the SD pyranometric algorithms have been developed for temperate climates and that we also observed that this algorithm underestimates in the summer months (see Chapter 4). This is not a critical issue as for water treatment applications it is always a good practise to be conservative. In summary, the SolWat sensor can be used to measure both global horizontal irradiance and sunshine duration.

Figure 33. SolWat sensor units under sunlight measuring global horizontal irradiance and sunshine duration (13th April 2013)

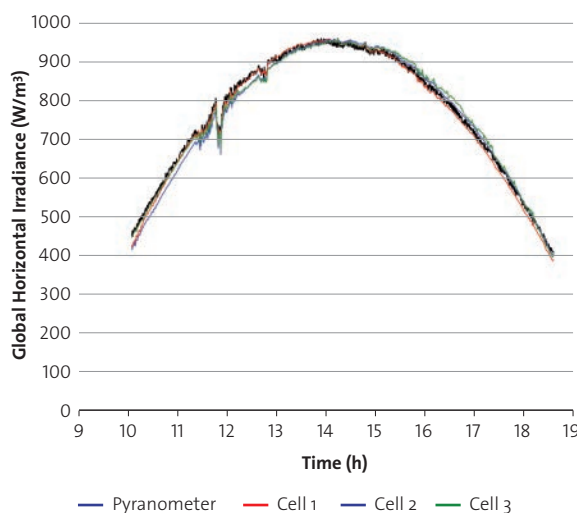


(a)

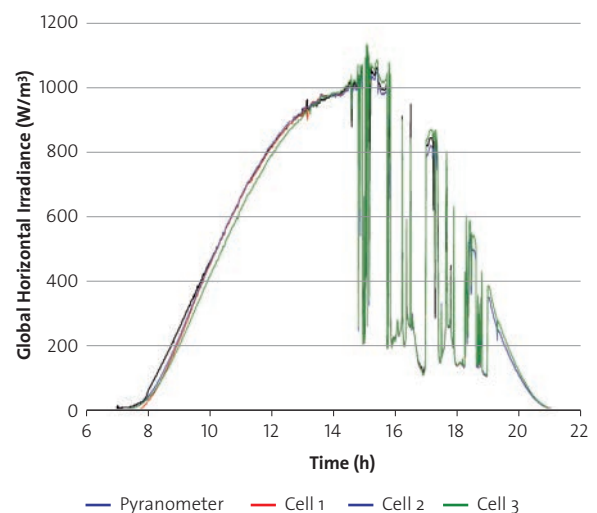


(b)

Figure 34. Global horizontal irradiance measured by the pyranometer and global horizontal irradiance measured by the SolWat sensor cells for two different days: a) 13th April 2013, sunny weather; and b) 24th April 2013, with partially cloudy weather



(a)



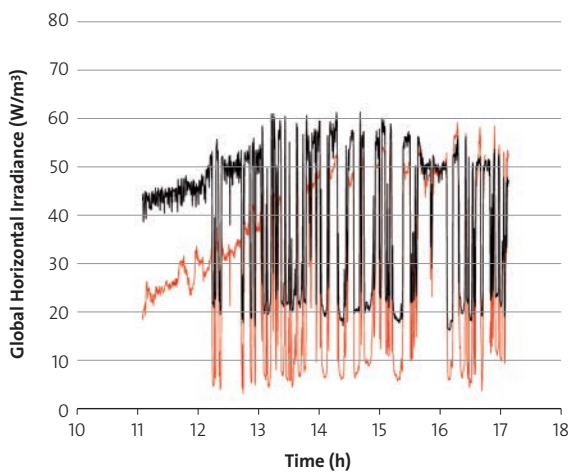
(b)



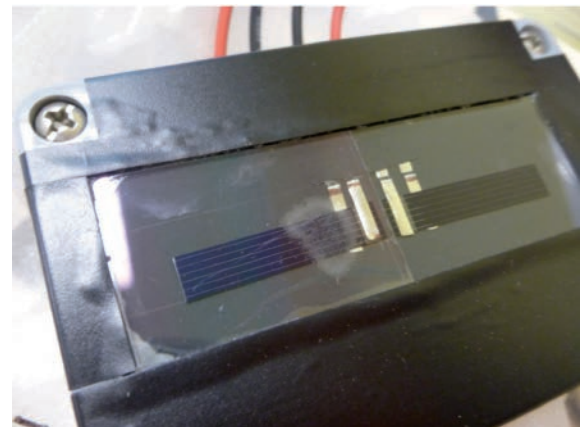
Table 4. Daily totals of SD for several days using the pyrheliometric method and the Olivieri algorithm for the pyranometer and the cell and differences with pyrheliometric SD

Date	SD – Pyrhel (h)	SD – Olivieri Pyran (h)	SD – Olivieri Cell 1 (h)	Difference Pyran (h)	Difference Cell 1 (h)
13/04/2013 (partial)	8.45	6.57	6.57	-1.88	-1.88
14/04/2013 (partial)	8.47	6.55	6.55	-1.92	-1.92
23/04/2013 (partial)	9.65	6.12	6.12	-3.53	-3.53
24/04/2013 (complete)	9.7	8.85	8.68	-0.85	-1.02

Figure 35. a) UV irradiance measured by the SolWat sensor and the global UV sensor used as a reference, showing the correlation between the two dataset (21st May 2013). Correlation is not as good as it should be due to a bubble originated in the UV film at the beginning of the experiment, as shown in b), but it indicates the potential of the low-cost UV sensor based in PV cells and UV-blocking architectural window films



(a)



(b)

6.2. CHARACTERISATION AS UV SENSOR

The UV irradiance is measured by the SolWat sensor using the UV film attached on the front surface of the solar cell 2. First, the UV film was attached to a microscope glass slide as per the manufacturer instructions, which suggested using the film on the inner side of the glass, i.e, the glass facing downwards leaving the film between the solar cell and the glass. The main reason was to protect the film from scratching if placed on the front surface directly. Once the film was attached to the microscope glass slide, we placed it onto the encapsulated solar cell. To adapt optical refraction indexes and minimize optical losses, clear standard Vaseline ($n=1.5$) was used between the glass of the cell and the film and fixed with outdoor adhesive tape. This configuration was intended to be flexible and allowed changes of films or glasses, testing other materials. For a final design, clear encapsulating silicone would be used to fix the film permanently. However, several tests conducted in different days showed that this testing configuration was not suitable for this particular case. The two solar cells of this unit, solar cell 1 measuring irradiance and solar cell 2 measuring irradiance minus the UV, have a relatively small area (6mm x 30mm) and they are encapsulated one next to the other with a minimum distance of a few millimetres between them. Once the glass with the UV film was placed on top of the solar cell 2, this higher glass was sufficient to modify the sunlight reached by the solar cells

due to edge effects, especially at small angles of incidence. This small difference was particularly critical as we were measuring the two solar cells differential output, so the error was too large and therefore this configuration not suitable for this particular case of small-area cells and close encapsulation.

Finally, a second solution was adopted, consisting of attaching the UV film directly onto the solar cell in order to avoid the previous problems. The film is very thin, 0.1mm vs 1mm of the microscope glass slide, so the edge effects should be minimized. A first test was conducted, measuring the UV output from the SolWat sensor and the UV output of a reference global UV sensor (Fig. 35a). This first experiment also presented a problem with the film attachment and a bubble appeared (Fig. 35b), affecting the SolWat UV output. This was due to a handling material error during attachment and should be easily corrected in future tests. Despite this error, we can observe a good correlation between the two UV signals, so there is a real potential for this type of sensor.

On the other hand, the reference global UV sensor measures total UV, including UVA and UVB, and the SolWat sensor measures only the UVA part of the UV spectrum, according to the cut-off wavelength of the filter (see section 5.3.2, materials). Another reason for differences between the sensors is due to the use of different glasses, clear glass in the UV reference sen-



sor and standard glass in the microscope slide, which have different overall transmittances; and the supporting material of the UV film, which is PET and not glass. One could think that this is not a good solution for a low-cost UV sensor, but we need to consider the system requiring the sensor, in this case SODIS bottles. They use the same material as the sensor, PET, and therefore the UV recorded by the SolWat sensor will be actually the same as the UV that the SODIS bottles are receiving. This UV will be more useful and accurate to detect clean water. The SolWat solution adopts the same principle as solar cells used as global irradiance sensors in power plants of the same technology, predicting more accurately the real performance of the PV plants (see section 5.1).

6.3. EXPERIMENTS WITH TAP WATER

By placing a solar cell under the bottle we can estimate the sunlight that is reaching the bottom of the bottle through the water depth. We can obtain data on how the turbidity affects the light transmission and then have another parameter to study when inactivating microorganisms in the water. A second cell aims to provide information on temperature, ideally, water temperature. This third group of tests consists of using a bottle filled with tap water and the two cells of the SolWat sensor underneath, and exposing the bottle to the sunlight along the day. Another option to measure the water temperature is to place a low-cost temperature sensor (LM35, 2.5€) in the bottle lid and insulate it electrically with silicone so it can work immersed in the water. Fig. 36 shows the set-up of the experiment, where a bottle of 1.5L (86mm water depth) has been placed horizontally and north-south orientated, with the SolWat sensor below; and with the special lid with the temperature sensor inserted and a small tap for future experiments to take samples. Global irradiance and UV irradiance were also monitored.

Figure 36. Set-up of experiment with bottle filled with tap water and the SolWat sensor underneath to measure irradiance in the bottom of the bottle and water temperature (17th April 2013)

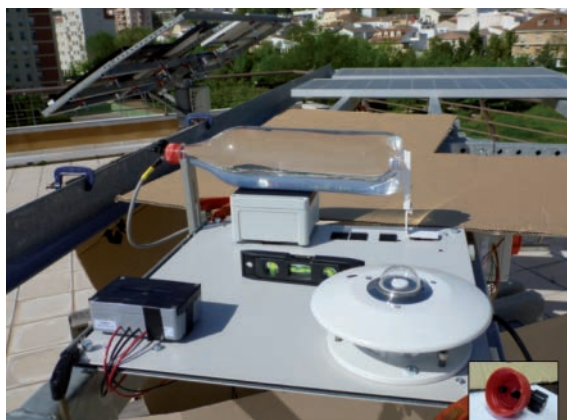


Fig. 37a shows the weather conditions during the experiment, with the global horizontal irradiance and the total UV irradiance. Fig. 37b gives the irradiance that reaches the bottom of the bottle. We can observe that during the central hours of the day that there is a concentration effect on the bottom of the bottle, due to the circular shape of the bottle and the clear water that act as a lens. This concentration effect is up to 3.7X and 3.85X at the peaks (Fig. 38a), and 2.65X average during the concentration effect that takes approximately 3h. Outside the central hours, the irradiance at the bottom of the bottle is dramatically reduced, reaching values of 88% absorption in the water. During the concentration period, the cell temperature also increases, to a maximum of 75°C, following the concentration profile (Fig. 38b). The water temperature gets to a maximum of about 35°C and then stabilises. The cell from the SolWat sensor has a small mass in comparison with the water volume in the bottle so the temperature measured by the cell is not representative of the entire water volume, but it also indicates when the concentration effect finishes.

During the span of the day, the cumulative global irradiance is 23.2MJ/m² (6453Wh/m²) and the cumulative irradiance at the bottom of the bottle is 22.9MJ/m² (6372Wh/m²), practically the same due to the concentration factor. Without this concentration, the irradiance at the bottom of the bottle should have been of approximately 2.8MJ/m² as most of the sunlight should have been absorbed in the water. This might mean that the circular shape of the bottle is actually transmitting most of the light during the concentration effect and not absorbing it, which can have two different effects in the water purification process when the water is clear in comparison with a flat bag of water of the same depth. First, we could think that this effect would accelerate the process, as it seems that we get more light to the bottom of the bottle. But this means that the sunlight is not being absorbed through the bottle, so the first layers of water might not be affected by the UV disinfection, so it might be the opposite effect, and it decreases the rate of inactivation. On the other hand, the concentration is accumulating solar irradiance in a smaller area, which will heat up faster. This heat can be transferred by conduction to the rest of the bottle and contribute to increase the water temperature, improving the water disinfection.

The concentration effect is due to the low turbidity of the water and it is expected to decrease with higher turbidity values. This concentration factor needs further analysis to determine if it has any significant effect in the water purification process and if so, if it can be used to increase the final efficiency.



Figure 37. a) Climatic conditions during the experiment, including global horizontal irradiance and total UV irradiance; b) Irradiance on the cell below the bottle, showing a concentration effect that increases the irradiance during the central hours of the day (17th April 2013)

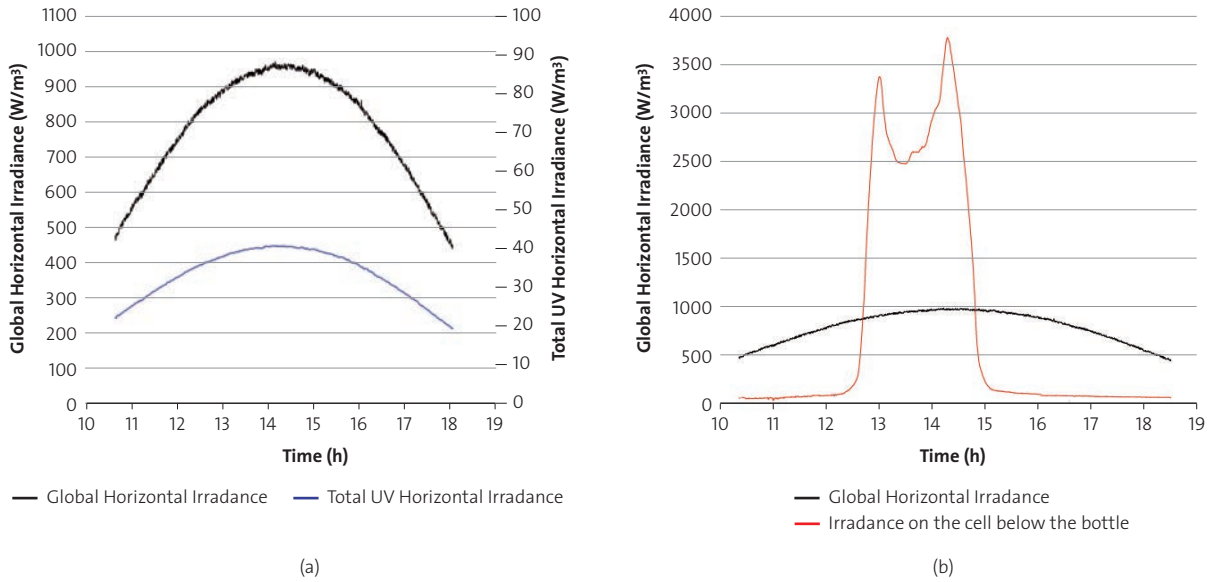
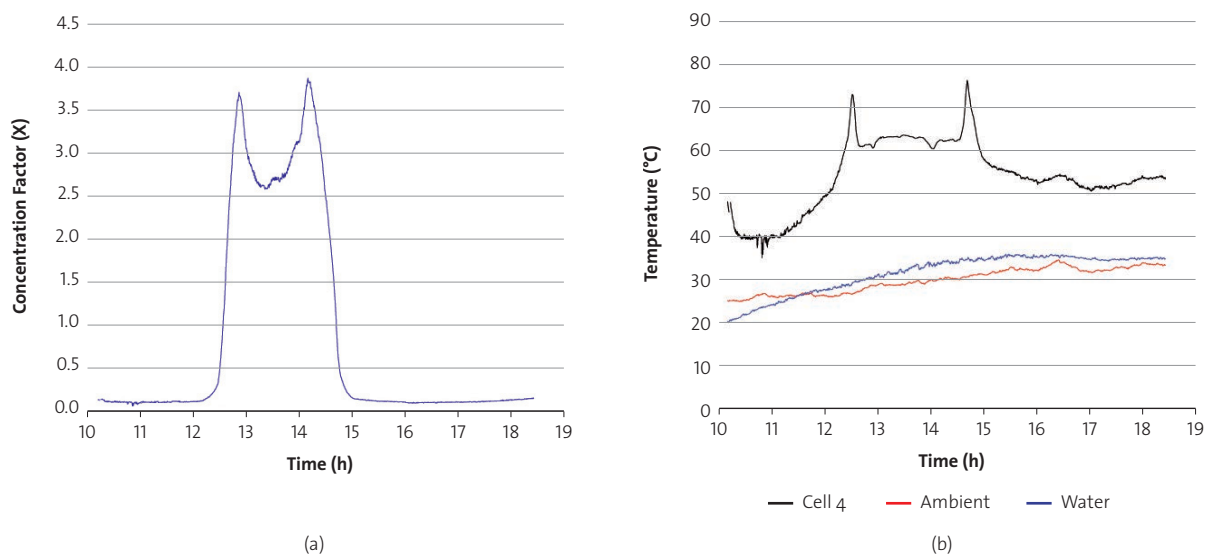


Figure 38. a) Concentration factor at the bottom of the bottle, up to 3.9X; b) Cell temperature, following the concentration effect; water temperature, increasing till 35°C; and ambient temperature along the time of the experiment (17th April 2013)



6.4. TEST WITH SODIS AND POLLUTED WATER

The last test used SODIS bottles to purify water polluted with a microorganism and evaluate the SolWat sensor performance by comparing the PV cells output with the water microbiological analysis. The final objective is to determine values or parameters of the PV sensor that provide relevant data about the water disinfection process.

A review on the main parameters of the solar disinfection process, including UV dose, global irradiance dose, water temperature, etc., was also conducted in order to identify the most

appropriate parameter or combination of parameters to standardise the clean water detection on solar water purification.

6.4.1. LITERATURE REVIEW ON REQUIRED DOSE FOR MICROORGANISMS INACTIVATION UNDER NATURAL SUNLIGHT

It is required to know the main criteria for clean water in solar disinfection in order to develop a suitable sensor. In general, SODIS establishes the main criteria as a combination of time and weather parameters, consisting of 6h in a sunny day or between 2-3 days if it is cloudy. But being more specific implies



studying the other main parameters: UV irradiance, global irradiance and water temperature, so we reviewed the main scientific literature on real sunlight water disinfection (not simulated light) in order to extract the main values of these parameters. This issue of determining the radiation required for complete inactivation of microorganisms was already reported by Bandala et al. [15] in 2011 when developing clean water sensors for SODIS based on azo dyes.

This review is divided into three groups of pathogens that might be present in water: bacteria, viruses and protozoa. Table V summarises the main retrieved data from the different research studies. As we can observe, the group of the enteric bacteria is the most studied one, in comparison with the works conducted specifically with viruses or protozoa. The table gives three main parameters: UV dose, solar irradiation dose, and water temperature, not always provided or monitored at the same time in all the studies. Most of the works conducted under real sun used a system to control the water temperature, and only few of them allowed the temperature to follow the natural profile under the sun, which is more realistic when calculating inactivation rates and corresponding doses [46-50]. But the temperature-controlled experiments provide information about the effect of temperature and the calculation of doses of UV and global irradiance at different temperatures [51-52]. Overall, there is the feeling that only one parameter is not sufficient to define a clean water criteria when using solar disinfection and UV, but a combination of parameters including time, UV dose, global irradiance, water temperature, and their distributions along the day [48,5,53].

In general, the works show that the synergistic effects of temperature and UV are only relevant when the water temperature is over 45°C [51]. Enteric bacteria and viruses require smaller doses of UV and global irradiance than protozoa (in these works, *Cryptosporidium parvum*), which are more resistant to solar disinfection. Another general observation is the no-regrowth of bacteria (*E. coli*) in the water treated naturally with sunlight during periods ranging from 5 days to 2 weeks after treatment. Finally, the comparison between UV doses and global irradiance between the different research works is really difficult due to the disparity of equipment used (varying in spectral ranges) and the different set-ups adopted in the experiments. However, it is necessary to analyse the studies and understand the main findings and the previous mentioned limitations to establish a clean water criteria for solar disinfection.

The first studies on solar water disinfection under real sun were conducted by Acra et al. [54] in 1984, when they tested water with enteric bacteria from both pure culture and real water in Pyrex flasks, giving times to 99.9% destruction on coliform bacteria and *E. coli* but not UV dose nor global irradiance or temperature information. In following works they started to measure UV dose, finding similar values for *E. coli* and *Str. faecalis* [51]. In 1991, Wegelin et al. [51] in Switzerland continued with the research on solar disinfection and studied the required doses for inactivating the *E. coli* and *Str. faecalis* bacteria and the *Bacteriophage f2*, *Rotavirus* and *Encephalomyocarditis virus* viruses under real sun and with controlled temperature. The main findings were the synergistic effects of temperature and UV radiation for temperatures over 45°C, increasing the inactivation rate of microorganisms; and the required dose

for *E. coli*, 2000kJ/m² of solar radiation in the spectral range of 350nm-450nm, equivalent to 5h of mid-latitude midday summer sunshine in Switzerland. This value, increased to one more hour, is the one used by EAWAG (Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology) in the dissemination of SODIS technology around the world [53]. Inactivation doses for the analysed viruses were similar except for the *Encephalomyocarditis virus* that was approximately double. *Vibrio cholerae* was first studied under real sun by Sommer et al. in 1997 [46], using transparent plastic bags instead of plastic bottles. In principle, bags are more effective than bottles because their reduced water depth, but they are also less manageable and reliable in developing regions. Dose for 99.9% inactivation was 195kJ/m² of UVA radiation.

In 2006 and 2008, Berney et al. [52] and Boyle et al. [47] respectively, conducted a thorough group of tests each, the former with quartz containers and controlled temperature at 37°C, and the latter with PET bottles and natural profile temperature. Berney et al. obtained inactivation doses of 1530kJ/m² (350-450nm) for *E. coli*, 2431kJ/m² (350-450nm) for *Salmonella enteric serovar Typhimurium*, 1194kJ/m² (350-450nm) for *Shigella flexneri*, and 305kJ/m² (350-450nm) for *Vibrio cholerae*. These values were in agreement with the previous published works, as they are between the doses calculated for temperatures of 20°C and 50°C by Wegelin et al. The work from Boyle et al. represents the first detailed study using PET bottles with natural temperature. They analysed the solar disinfection process for *E. coli* and *S. epidermidis* as well as for two other bacteria that were not studied before: *C. jejuni* and *Y. enterocolitica*. Both bacteria were also inactivated by solar disinfection, although *Y. enterocolitica* was more resistant than the other bacteria.

Finally, in 2012, Marques et al. [50] conducted different tests along the year with water from a polluted river, analysing thermotolerant coliform bacteria and *E. coli*. They achieved complete inactivation for a cumulative global irradiance of 9776kJ/m² (full spectrum), with water temperature above 45°C for at least 5h.

The most recent review on SODIS technology has been written by McGuigan et al. [5] in 2012, giving a summary of the waterborne microbial species that are now known to be inactivated by SODIS, showing how there is limited work done with viruses and protozoa. Only the works from Méndez-Hermida et al. in 2007 [48] and Gómez-Couso et al. in 2009 [49] have analysed under real sunlight the solar inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts, with much higher UV dose required than for enteric bacteria or viruses.



Table 5. Main waterborne pathogens (bacteria, viruses and protozoa) and their inactivation parameters (UV, solar irradiation, temperature) under natural sunlight from different studies

Microorganism	Container	Microorganism source	Initial microorganism density (CFU/ml)	Time to 99.9% (min)	UV dose required (kJ/m ²)	Solar irradiation required (kJ/m ²)	Temperature (°C)	Reference	Year
Enteric bacteria									
<i>Coliform bacteria</i>	Pyrex	Real water	—	85	—	—	—	Acra et al.	1984
<i>Coliform bacteria</i>	Pyrex	Pure culture	—	80	—	—	—		
<i>E. coli</i>	Pyrex	Pure culture	—	75	—	—	—		
<i>P. aeruginosa</i>	Pyrex	Pure culture	—	15	—	—	—		
<i>S. flexneri</i>	Pyrex	Pure culture	—	30	—	—	—		
<i>S. typhi</i>	Pyrex	Pure culture	—	60	—	—	—		
<i>S. enteritidis</i>	Pyrex	Pure culture	—	60	—	—	—		
<i>S. paratyphi B</i>	Pyrex	Pure culture	—	90	—	—	—		
<i>E. coli</i>	Quartz	Pure culture	10 ³ -10 ⁴	—	306 (320-405nm)	2040 (350-450nm) 15.5MJ/m ² (400-1100nm)	20	Wegelin et al.	1994
<i>E. coli</i>	Quartz	Pure culture	10 ² -10 ⁷	—	78 (320-405nm)	520 (350-450nm) 4MJ/m ² (400-1100nm)	50		
<i>E. coli</i>	Quartz	Real water	10 ² -10 ⁷	—	285 (320-405nm)	1900 (350-450nm) 14.4MJ/m ² (400-1100nm)	20		
<i>E. coli</i>	Quartz	Real water	10 ² -10 ⁷	—	75 (320-405nm)	500 (350-450nm) 3.8MJ/m ² (400-1100nm)	50		
<i>Str. faecalis</i>	Quartz	Pure culture	10 ⁴	—	209 (320-405nm)	1390 (350-450nm) 10.6MJ/m ² (400-1100nm)	20		
<i>Vibrio cholerae</i>	Plastic bag	Pure culture	10 ⁴	140	195	—	max reached 55°C natural temperature	Sommer et al.	1997
<i>E. coli</i>	PET	Real water	—	—	—	9MJ/m ²	30	SODIS manual	2002
<i>E. coli</i>	PET	Real water	—	—	—	1.8MJ/m ²	50		
<i>E. coli</i>	Quartz	Pure culture	10 ⁷	182 (90%)	230 (320-405nm)	1530 (350-450nm) 11.6MJ/m ² (400-1100nm)	37	Berney et al.	2006
<i>Salmonella enterica serovar T</i>	Quartz	Pure culture	10 ⁷	187 (90%)	365 (320-405nm)	2431 (350-450nm) 18.5MJ/m ² (400-1100nm)	37		
<i>Shigella flexneri</i>	Quartz	Pure culture	10 ⁷	136 (90%)	179 (320-405nm)	1194 (350-450nm) 9.1MJ/m ² (400-1100nm)	37		
<i>Vibrio cholerae</i>	Quartz	Pure culture	10 ⁷	24 (90%)	46 (320-405nm)	305 (350-450nm) 2.3MJ/m ² (400-1100nm)	37		
<i>Campylobacter jejuni</i>	PET	Pure culture	10 ⁶	2.1 (90%)	14.5 (295-385nm)	2 days exposure, 8h each, 30.6MJ/m ² average per day	natural temperature	Boyle et al.	2008
<i>Yersinia enterocolitica</i>	PET	Pure culture	10 ⁶	78.6 (90%)	89.9 (295-385nm)	2 days exposure, 8h each, 30.6MJ/m ² average per day	natural temperature		
<i>E. coli</i>	PET	Pure culture	10 ⁶	33.4 (90%)	125.6 (295-385nm)	2 days exposure, 8h each, 30.6MJ/m ² average per day	natural temperature		
<i>Staphylococcus epidermidis</i>	PET	Pure culture	10 ⁶	12 (90%)	52.9 (295-385nm)	2 days exposure, 8h each, 30.6MJ/m ² average per day	natural temperature		
<i>E. coli</i>	PET	Real water	—	—	—	9.78MJ/m ²	above 45°C for 5h natural	Marques et al.	2013
Viruses									
<i>Bacteriophage</i>	Quartz	Pure culture	10 ⁴ -10 ¹⁰	—	321 (320-405nm)	2140 (350-450nm) 16.3MJ/m ² (400-1100nm)	30	Wegelin et al.	1994
<i>Rotavirus</i>	Quartz	Pure culture	10 ⁴ -10 ¹⁰	—	372 (320-405nm)	2480 (350-450nm) 18.9MJ/m ² (400-1100nm)	30		
<i>Encephalomyocarditis virus</i>	Quartz	Pure culture	10 ⁴ -10 ¹⁰	—	—	~ double dose	30		
Protozoa									
<i>C. parvum</i>	Glass	Pure culture	—	—	—	37-50MJ/m ²	natural temperature	Méndez-Hermida et al.	2007
<i>C. parvum</i>	Glass with CPC (1X, 1.89X)	Natural	10 ⁶	—	731.5 (6h, 5% viability)	—	temperature max temp 1X - 42 max temp 1.89X - 50.7	Cómez-Couso et al.	2009



From all the findings from the reviewed works in Table V and considering the criteria given in the SODIS manual [53], we propose a combination of parameters measured by the SolWat sensor to decide when the water is clean. We establish the limits so most of the inactivation doses for both enteric bacteria and viruses are covered. These are the proposed clean water criteria for the SolWat sensor when the water turbidity is below 30 NTU:

- Sunshine duration > 6 h.
- Cumulative global irradiation with water temperature above 30°C > 9MJ/m².
- Cumulative global irradiation with water temperature above 30°C at the bottom of the bottle > 4.5MJ/m².
- Cumulative UV with temperature above 30°C > 375kJ/m².

6.4.2. PRELIMINARY TEST WITH SODIS BOTTLES AND E. COLI

After the literature review, a preliminary test was conducted with a real microorganism in the water, *E.coli*, to test the suitability of the SolWat sensor. The test was conducted at the facilities of IMDEA Agua (Alcalá de Henares, Spain).

The *E.coli* used was provided by IMDEA Agua, and was previously isolated from wastewater. 1mL of the bacterial cell preparation was added to a 1,500mL SODIS PET bottle rinsed and disinfected and then filled with filtered Milli-Q water (0.22 µm). The bottle was prepared following SODIS guidelines, first filling up to 75% of capacity, then shaking for 20s, and finally filling up completely. A total of 8 bottles were prepared, 6 for the sunlight exposure (one per hour), and 2 for control (one in the lab and one outdoor in the shade).

The SODIS bottles were set up N-S oriented under natural sunlight for 6 hours along with the SolWat sensor monitoring global irradiance, UV irradiance, irradiance under the bottle and cell 4 and water temperature in the lid, plus a small weather station measuring global horizontal irradiance, UV irradiance and ambient temperature (Fig. 39). Data were recorded automatically at 30s-intervals. Each hour, one bottle was removed for microbiological analysis.

Microbiological analysis was conducted filtering the samples through a membrane filter of 0.45µm. The samples were previously diluted if necessary to obtain between 20 and 200 colonies per filter, with dilution factors up to 10⁴ using filtered Milli-Q water. Each sample was filtered three times and then transferred to a plate with a Chromogenic Coliforms Agent (CCA, Scharlau 1-695) prepared with the Coliform CV Selective Supplement (Scharlau). Plates were incubated at 37°C for 18-24h and after plate counts were determined, enumerating *E.coli* as deep blue to violet colonies (CFU/100mL).

Figure 39. Set-up of experiment with PET bottles filled with water with *E.coli* and the SolWat sensor unit 2 underneath one of them to measure irradiance in the bottom of the bottle and water temperature, along with the SolWat sensor unit 1 measuring sunshine duration, global irradiance and UV irradiance; and a weather station (21st May 2013)



(a)



(b)

Climatic conditions during the experiment are shown in Fig. 40a, showing the global irradiance and the UV irradiance in the horizontal plane. Overall, it was a sunny day but windy, with fast clouds passing-by and dropping the irradiance to low levels each time that a cloud crossed the sun (corresponding to multiple spikes in the global and UV irradiance). From the SolWat sensor, Fig.40b shows the irradiance below the bottle in comparison with the global irradiance. As in the experiment 5.3, we can observe the concentration factor on the cell, although this time it is lower due to the different orientation of the bottle. Despite being north-south as in the 5.3 experiment, the bottle lid is at the northern side instead of the southern side, so the shape of the bottle neck might have different concentration effect on the cell. Fig. 41a shows a detail of the concentration factor, up to 1.86X.

Regarding temperatures (Fig. 41b), we observe that the ambient temperature was of 20°C on average, varying due to a very windy day with cool air. The solar cell temperature was about 15°C above ambient temperature, but it does not follow the concentration profile due to the fast clouds passing by, so the thermal inertia of the cell cannot follow the rapid changes. Finally, the water temperature of the bottle with the sensor was of 24°C on average, not reaching 30°C at any moment. The observed



peak is probably caused by concentration effects. During this experiment the temperature sensor inside the bottle is facing south, so it is not protected from concentration effects within the bottle, reaching at a certain moment a peak concentration that reaches almost 100°C. Although the thermocouple would tolerate the high temperature, it is a better practice to change the orientation of the bottle and put the lid in the opposite direction so the thermocouple is protected under the shade and does not lead to false water temperatures.

Figure 40. a) Climatic conditions during the experiment, including global horizontal irradiance and total UV irradiance; b) Irradiance on the cell below the bottle, showing a concentration effect that increases the irradiance during the central hours of the day (21st May 2013)

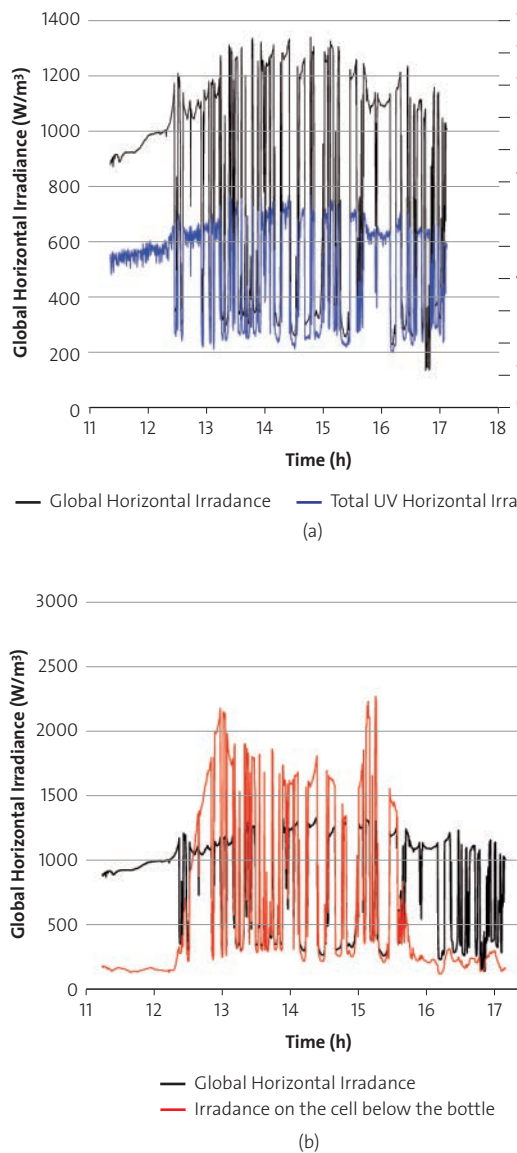


Figure 41. a) Concentration factor at the bottom of the bottle, up to 1.9X; b) Cell temperature, above 15°C of ambient temperature and water temperature, with a peak due to concentration directly onto the sensor, over the span of the experiment (21st May 2013)

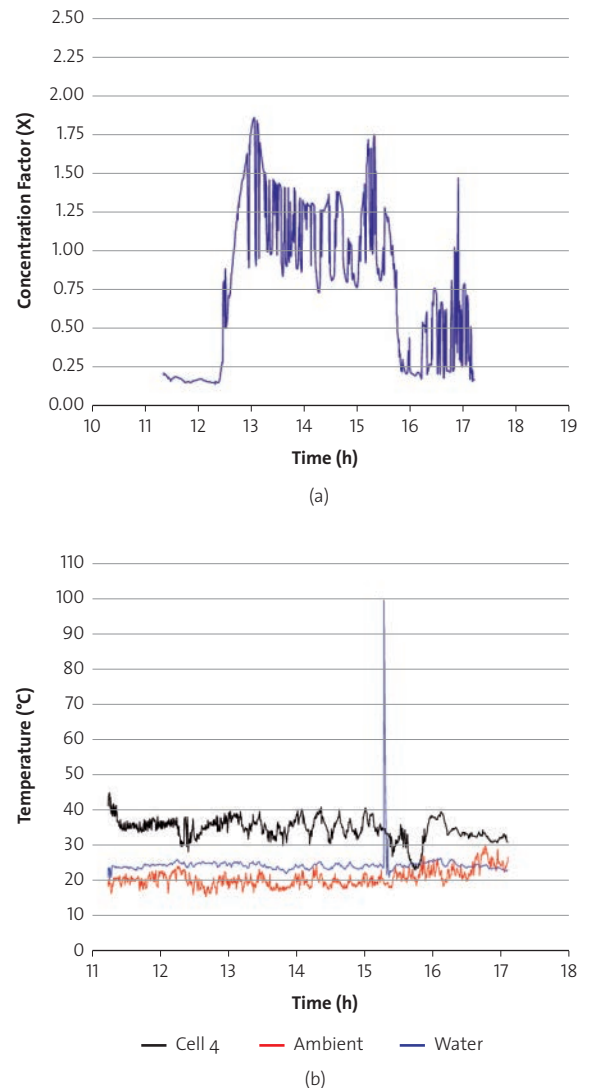
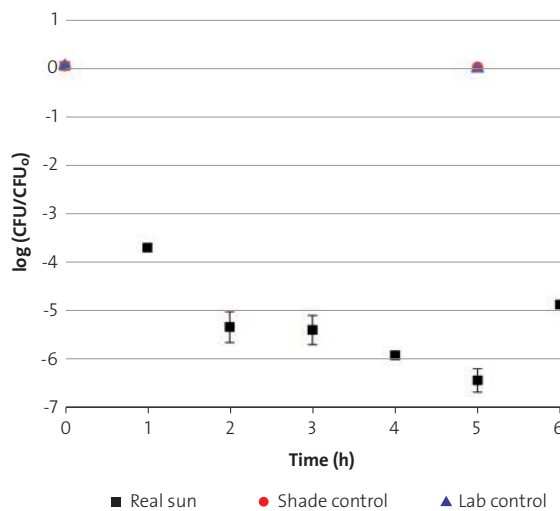


Fig. 42 presents the results corresponding to the microbiological analysis of the SODIS bottles exposed to the real sun and the control samples kept in the dark. We observe how the *E. coli* is being inactivated, reducing the bacteria population with solar exposure. The sample corresponding to the 6th hour presents an increase in bacterial population, possibly due to different exposure conditions as it is the only bottle not directly on the ground but over the SolWat sensor, more exposed to the wind and with less reflected irradiance from the ground, leading to reduced temperature and reduced irradiance exposure. A slower inactivation would explain this different result. Other possible causes would be re-growth of bacteria but it would be unlikely due to the same climatic conditions. More work should be done on this issue to determine the cause of the difference, measuring in future experiments the water temperature of the other bottles and using two bottles for the last hour, one on the ground and one in the sensor. After 5h under natural sunlight, the reduction of *E. coli* in the ground bottles is of 96%



Figure 42. Inactivation curves of E.coli under natural sunlight in log reduction units, showing reduction in bacteria population with increased solar exposure (21st May 2013). Sample corresponding to the 6th hour presents an increase in bacterial population, possibly due to different exposure conditions as it is the only bottle not directly on the ground but over the SolWat sensor, more exposed to the wind and with less reflected irradiance from the ground, leading to reduced temperature and reduced irradiance exposure. Control samples, both in the lab and in the shade outdoor, do not show inactivation. Error bars represent triplicate measurement

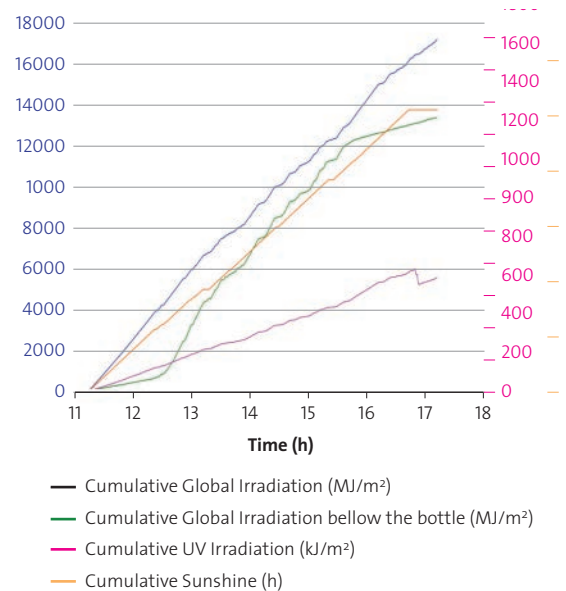


Finally, from the SolWat sensor monitored data, we calculated the parameters required to decide if the water is clean or not according to the proposed criteria for clean water detection. Table VI shows the obtained parameters against the proposed criteria, where none of the clean water criteria values are met. Fig. 42 shows the different cumulative values of the parameters along time. Sunshine duration achieves roughly 5 h due to the fast clouds, while cumulative global irradiation is of 17.3 MJ/m², cumulative global irradiation below the bottle is of 13.4 MJ/m² and cumulative UV is of 528 kJ/m², but all below 30°C water temperature. With these data, the decision would be of 'no clean water', which agrees with the microbiological data. However, it would be necessary to conduct extensive experiments to validate the proposed criteria, and it would be also interesting to establish a new set of clean water criteria using the same parameters but for the case of low temperatures.

Table 6. Proposed clean water criteria based on sunshine duration, global irradiation, global irradiation through the bottle and UV irradiation; and calculated values for the conducted experiment (21st May 2013), not meeting the criteria for clean water

Parameter	Clean Water Criteria	Experiment 21 th May 2013
Sunshine duration	> 6h	5.08
Cumulative global irradiation with water temperature above 30°C	> 9MJ/m ²	0
Cumulative global irradiation with water temperature above 30°C at the bottom of the bottle	> 4.5 MJ/m ²	0
Cumulative UV with temperature above 30°C	> 375kJ/m ²	0
Cumulative global irradiation	17.3 MJ/m ²	
Cumulative global irradiation at the bottom of the bottle	13.4 MJ/m ²	
Cumulative UV	—	528 kJ/m ²

Figure 43. Cumulative values of sunshine duration, global irradiation under the bottle and cumulative UV measured by the SolWat sensor during the SODIS experiment with E.coli (21st May 2013)



In summary, the low-cost SolWat sensor is capable of monitoring several parameters relevant to SODIS, including sunshine duration, global irradiation, water temperature and UV irradiation, plus an additional parameter which is the irradiance through the bottle. This set of information can be used to determine whether the water is clean or not after the solar disinfection according to a proposed criteria that has to be further analysed, improved and validated.



7. CONCLUSIONS AND FUTURE WORK

A new low-cost clean water sensor based on photovoltaic solar cells has been developed for addressing one of the problems related to the low reliability of solar water technologies in developing countries. One of the main issues when using solar water disinfection with UV or solar water pasteurization is that the user does not know when the water is clean and safe to drink. Solar cells are currently inexpensive and reliable, and they provide information about received irradiation and temperature based on their main characteristics: current and voltage, with are directly proportional to irradiance and temperature.

The potential of solar cells as clean water sensors for solar water technologies was explored in Chapter 3, presenting also the main requirements of the low-cost sensor for each of the technologies. Main parameters were identified as global irradiation, UV irradiation, sunshine duration and water temperature. Solar cells are known to measure global irradiance and temperature, but no information was found on sunshine hours, so it was required a detailed analysis to study if the solar cells could serve as sunshine duration sensors accurately following the WMO standards. Chapter 4 was dedicated to this objective, implementing the approved algorithms for pyranometers in solar cells and conducting a comparison of results between the SD calculated by the solar cell, the pyranometer and the pyrhemometer (reference). 1-year dataset from the University of Cyprus was used, and three pyranometric algorithms were implemented: the Slob and Monna, the Hinssen and Knap and the Olivieri method. The algorithms were adapted to the tilted pyranometer and calibrated photovoltaic silicon solar cell from Cyprus. Main conclusions were that all the algorithms underestimated sunshine duration over the span of a year and the results between the pyranometer and the solar cell were comparable.

In Chapter 5 we presented a design of the clean water PV sensor for SODIS bottles, along with the materials, manufacturing and initial characterisation. The main parameter, sunshine duration, was already proven to be measurable by a solar cell. The other important parameter was the UV irradiance, which was designed to be measured by two-identical solar cells, one of them with a UV-blocking filter on top, so the total UV irradiance could be calculated as the difference between the two solar cells output. The first cell would be measuring UV-VIS-NIR and the second only VIS-NIR. The UV filter material was explored and a low-cost architectural film was selected. A second pair of solar cells were designed to be under the bottle, the first measuring the irradiance through the bottle and the second temperature, although this temperature would not be representative of the water temperature as the thermal mass of the cell is too small in comparison to the full water volume in this particular application. A low cost thermocouple was introduced in the lid of the bottle, insulating by silicone for its use in water measurement. Manufacturing process was described in detail and initial calibration followed the international standards for photovoltaic solar cells.

Finally, Chapter 6 was dedicated to the different tests conducted under real sun with SODIS technology to characterise the sensor performance. The objective of these tests was to determine if the new sensor provides useful data to help the

water quality monitoring. More specifically, we studied the following parameters measured by the solar cells: sunshine duration, total global irradiance and irradiance at the bottom of the bottle, UV irradiance and water temperature. Characterisation as sunshine duration sensor and global irradiance was conducted, verifying that the SolWat sensor can be used to measure both global horizontal irradiance and sunshine duration. Regarding the UV irradiance measurement, we found several issues with the attachment of the UV film to the cell, which were almost resolved by attaching the film directly onto the cell. Initial tests showed good correlation between the UV calculated by the solar cells and the UV reference measured by a commercial UV sensor. On the other hand, this type of UV films could be even a better solution than an expensive UV sensor as their main material is PET, the same as the SODIS bottles, and so they measured the UV that is really available to the water in the bottle for the solar disinfection.

Finally, the irradiance through the bottle showed that when the water is clean, during the central hours of the day, the bottle and the water might act as a lens, concentrating the solar radiation into a smaller area. This might mean that the circular shape of the bottle is actually transmitting most of the light during the concentration effect and not absorbing it, which can have two different effects in the water purification process. First, we could think that this effect would accelerate the process, as it seems that we get more light to the bottom of the bottle. But this means that the sunlight is not being absorbed through the bottle, so the first layers of water might not being affected by the UV disinfection, so it might be the opposite effect, and it decreases the rate of inactivation. On the other hand, the concentration is accumulating solar irradiance in a smaller area, which will heat up faster. This heat could be transferred by conduction to the rest of the bottle and contribute to increase the water temperature, improving the water disinfection.

After all these tests studying the different parameters, a real test with water containing *E.coli* was conducted to evaluate the SolWat sensor performance by comparing the PV cells output with the water microbiological analysis. The final objective was to determine values or parameters of the PV sensor that provide relevant data about the water disinfection process. The PET bottles were exposed for a total of 6h and all the main parameters were recorded by the SolWat sensor. Prior to the experiment, a review on the main parameters of the solar disinfection process, including UV dose, global irradiance dose, water temperature, etc., was also conducted to identify the most appropriate parameter or combination of parameters to standardise the clean water detection on solar water purification, and a first proposal of clean water criteria based on this information was given. For this preliminary experiment, the bacteria were not fully inactivated but the population decreased to a 96%. The SolWat sensor was capable of monitoring the parameters relevant to SODIS, including sunshine duration, global irradiation, water temperature and UV irradiation, plus the irradiance through the bottle. This set of information was used to determine whether the water is clean or not after the solar disinfection according to the proposed criteria and in this particular case the sensor data were in agreement with the microbiological analysis, but it is only a preliminary experiment and therefore further work needs to be conducted and the SolWat sensor and the clean water criteria must be analysed, improved and validated.



From these findings, and in closer inspection of the data, we can identify different areas where future research should focus. The first one should be to solve the attachment of the UV film to the cell, and considering the possibility of using larger cells for the differential sensor so the errors can be minimized. This would not be a significant increase in cost. On the other hand, the UV film used was 95% UV-blocking, but there are 99% UV-blocking filters that could improve the performance of the sensor at a low cost, with less than 14€/m² for small quantities (for larger orders the cost would decrease).

The effect of the concentration should be further investigated in order to understand the possible advantages or limitations. It might be interesting to combine this concentration effect with other concentration methods already well-proven such as aluminium foils in half of the bottles or half-black bottles to increase temperature. Orientation of the bottle should be also studied to determine if it has any effect on the concentration or not. Turbid waters would not present this effect and or waters with a large number of bacteria might act as a colloid and not present concentration effect either.

Proposed clean water criteria using the SolWat main parameters should be validated and/or optimised or modified according with the experimental findings. Lower temperatures and different microorganisms might be also considered.

Finally, cost and reliability should be fully explored. One of the main issues of the sensors, although inexpensive (solar cells can be as low as 0.1€/cell), is the data monitoring, i.e., that a low cost datalogger is also required. This is already being investigated in collaboration with the University of Jaén, where a low-cost datalogger with high-resolution has been already developed using Arduino, with a total cost of the first prototype of only 60€ (equivalent commercial dataloggers can be up to 3,000€).

8. REFERENCES

1. WHO-Unicef JMP, update on 'Progress on Drinking Water and Sanitation', 2012.
2. S. Loo et al., Emergency water supply: a review of potential technologies and selection criteria, *Water Research* 46 (2012), pp. 3125-3151.
3. D. M. Johnson et al., Feasibility of water purification technology in rural areas of developing countries, *Journal of Environmental Management* 88 (2008), pp. 416-427.
4. WHO, 'Guidelines for drinking-water quality', 4th edition, 2011.
5. K. G. McGuigan et al., 'Solar Water Disinfection (SODIS): A Review from Bench-top to Roof-top', *Journal of Hazardous Materials* 235-236 (2012), pp. 29-46.
6. C. Ray, R. Jain (eds.), *Drinking Water Treatment*, Strategies for Sustainability, 2011, Springer, New York.
7. M. Boyle et al, Bactericidal effect of solar water disinfection under real sunlight conditions, *Applied and Environmental Microbiology* 74, No. 10 (2008), 2997-3001.
8. K. Nakata et al., Photoenergy conversion with TiO₂ photocatalysis: New materials and recent applications, *Electrochimica Acta* (2012), In Press, <http://dx.doi.org/10.1016/j.electacta.2012.03.035>.
9. M. N. Chong et al., Recent developments in photocatalytic water treatment technology: A review, *Water Research* 44 (2010), 2997-3027.
10. M. Pelaez et al., A review on the visible light active titanium dioxide photocatalysts for environmental applications, *Applied Catalysis B: Environmental* 125 (2012), pp. 331-349.
11. L. Pastrana-Rodriguez et al., Advanced nanostructured photocatalysts based on reduced graphene oxide-TiO₂ composites for degradation of diphenhydramine pharmaceutical and methyl orange dye, *Applied Catalysis B: Environmental* 123-124 (2012), pp. 241-256.
12. M. Vivar et al., A Concept for a Hybrid Solar Water Purification and Photovoltaic System, *Solar Energy Materials and Solar Cells* 94 (2010) 1772-1782.
13. M. Fuentes et al., Results from a first autonomous optically adapted photocatalytic-photovoltaic module for water purification, *Solar Energy Materials and Solar Cells* 100 (2012), pp. 216-225.
14. R. Copperwhite, C. McDonagh and S. O'Driscoll, A camera phone-based UV-dosimeter for monitoring the solar disinfection (SODIS) of water', *IEEE Sensors Journal* 12 (2012), pp.1425-1426.
15. E. R. Bandala et al., 'Application of azo dyes as dosimetric indicators for enhanced photocatalytic solar disinfection (ENPHOSODIS)', *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* 218 (2011), pp. 185-191.
16. J. A. Byrne et al., 'Photocatalytic Enhancement for Solar Disinfection of Water: A Review', *International Journal of Photoenergy* Volume 2011 (2011), Article ID 798051, 12 pages.
17. R.H. Metcalf, 'The Microbiology of Solar Water Pasteurization, with Applications in East Africa'. Sacramento, California State University, 2006. (accessed 17 January 2013).
18. International Standard IEC 61215: 'Crystalline silicon terrestrial photovoltaic (PV) modules. Design qualification and approval'.
19. PV Education, <http://www.pveducation.org>, accessed 30th January 2013.
20. Isofotón, <http://www.isofoton.es>, accessed 30th January 2013.
21. 'Solar Energy Technologies' lectures corresponding to Photovoltaic Systems, Bachelor of Engineering degree, College of Engineering, Australian National University, 2010.
22. 'Energía Solar Fotovoltaica – Sistemas de Concentración', Instituto de Sistemas Fotovoltaicos de Concentración (ISFOC), Puertollano, Spain, 2007.
23. International Standard IEC 60904-5: 'Photovoltaic Devices. Part 5. Determination of the equivalent cell temperature (ECT) of photovoltaic (PV) devices by the open-circuit voltage method'.
24. M. Wegelin et al., 'Solar water disinfection: Scope of the process and Analysis of radiation experiments', *Journal Water SRT – Aqua* Vol. 43 N° 3 (1994), pp. 154-169.



25. 'Measurement of Sunshine Duration. Part I: Measurement of Meteorological Variables', World Meteorological Organisation (WMO), Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation, 8th Ed, Secretariat of the World Meteorological Organisation, 2008, Update 2010.
26. J. M. Burgos, 'Detector de purificación de agua mediante SOLWAT', honours project, Departamento de Ingeniería Electrónica y Automática, Universidad de Jaén, 2013.
27. M. Paulescu et al., 'UV Solar Irradiance From Broadband Radiation and Other Meteorological Data', *Atmospheric Research* 96 (2010), pp. 141-148.
28. Y. B.L. Hinssen and W. H. Knap, 'Comparison of Pyranometric and Pyrhemimetric Methods for the Determination of Sunshine Duration', *Journal of Atmospheric and Ocean Technology* 24 (2007), pp. 835-846.
29. E. Vuerich et al., 'Updating and Development of Methods for Worldwide Accurate Measurements of Sunshine Duration', TECO 2012, Brussels, Belgium, 16-18 October 2012.
30. F. Massen, 'Sunshine duration from pyranometer readings', Meteorological Station of the Lycée classique de Diekirch, Luxembourg, 2011, 22pp.
31. Flickr User Laurent KB, <http://www.flickr.com/photos/laurentis/1694572774/>, accessed 5th March 2013.
32. Image from Wikimedia, http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/6/65/Sunshine_card_closeup.JPG, accessed 5th March 2013.
33. Kipp&Zonen, <http://kippanzonen.com>, accessed 5th March 2013.
34. Y. B. L. Hinssen, 'Comparison of different methods for the determination of sunshine duration', KNMI Scientific Rep WR 2006-06, 72pp.
35. N. H. Reich et al., 'Performance ratio revisited: is PR > 90% realistic?', *Progress in Photovoltaics: Research and Applications* 20 (2012), pp. 717-726.
36. International Standard IEC 60904-Part 2: 'Requirements for reference solar cells'.
37. J. Meydbray, K. Emery and S. Kurtz, 'Pyranometers and Reference Cells, What's the Difference?' NREL Journal Article, April 2012, 7pp.
38. H. Haeberlin et al., 'Comparison of Pyranometer and Si-Reference cell solar irradiation data in long term PV plant monitoring', *13th EU PV Conference on Photovoltaic Energy Conversion*, Nice, France, 1995.
39. L. Dunn, M. Gostein and K. Emery, 'Comparison of Pyranometers vs. Reference Cells for Evaluation of PV Array Performance,' *Proceedings of the 38th IEEE Photovoltaic Specialists Conference (PVSC)*, Austin, TX, June 3-8, 2012.
40. J. Meydbray et al., 'Pyranometers and Reference Cells, What Makes the Most Sense for PV Power Plants?' NREL Journal Article, October 2012, 12pp.
41. M. Lundqvist, C. Helmke and H.A. Ossenbrink, 'ESTI-LOG PV Plant Monitoring System', *Solar Energy Materials and Solar Cells* 47 (1997) pp. 289-294.
42. M. Vivar et al., 'First Lab-scale Experimental Results from a Hybrid Solar Water Purification and Photovoltaic System', *Solar Energy Materials and Solar Cells* 98 (2012) pp. 260-266.
43. 'Renewable Energy Applications for Freshwater Production', Edited by J. Bundschuh and J. Hoinkis, IWA Publishing, CRC Press, Taylor and Francis group, London, UK, 2012.
44. SCL SR PS4 Llumar film technical datasheet, provided by Impersol Lda (www.impersol.pt), 2013.
45. SCL SR PS4 Llumar film reference installation guide, provided by Impersol Lda, 2013.
46. B. Sommer et al., 'SODIS – An Emerging Water Treatment Process', *J Water SRT-Aqua* 46 (1997), N° 3, pp. 127-137.
47. M. Boyle et al., 'Bactericidal Effect of Solar Water Disinfection under Real Sunlight Conditions', *Applied and Environmental Microbiology* 74 (2008), N°10, pp. 2997-3001.
48. F. Méndez-Hermida et al., 'Disinfection of Drinking Water Contaminated with *Cryptosporidium parvum* oocysts under Natural Sunlight and Using the Photocatalyst TiO₂', *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 88 (2007), Issues 2-3, pp. 105-111.
49. H. Gómez-Couso et al., 'Effect of the Radiation Intensity, Water Turbidity and Exposure Time on the Survival of *Cryptosporidium* during Simulated Solar Disinfection of Drinking Water', *Acta Tropica* 112 (2009), Issue 1, pp. 43-48.
50. A. R. Marques et al., 'Efficiency of PET Reactors in Solar Water Disinfection for Use in Southeastern Brazil', *Solar Energy* 87 (2013), pp. 158-167.
51. M. Wegelin et al., 'Solar Water Disinfection: Scope of the Process and Analysis of Radiation Experiments', *J Water SRT-Aqua* 43 (1994), N° 3, pp. 154-169.
52. M. Berney et al., 'Efficacy of Solar Disinfection of *Escherichia coli*, *Shigella flexneri*, *Salmonella Typhimurium* and *Vibrio cholerae*', *Journal of Applied Microbiology* 101 (2006), N° 4, pp. 828-836.
53. 'Solar Water Disinfection – A Guide for the Application of SODIS', SANDEC, Eawag, Duebendorf, 2002.
54. A. Acra, Z. Raffoul and Y. Karahagopian, 'Solar Disinfection of Drinking Water and Oral Rehydration Solutions: Guidelines for Household Application in Developing Countries', Publisher Illustrated Publications for UNICEF, Paris, 1984.



9. ANNEXES

9.1. ISC MEASUREMENTS FROM CUT SILICON CELLS AT STANDARD TEST CONDITIONS (1 SUN, 25°C, AM1.5G) USING THE IES-UPM SOLAR SIMULATOR'

Cell	Isc at 1 sun (mA)
12b-17	64,2
15	64,2
11-2-17	64,2
11b-17	64
17b	64
7b-17	63,9
16-18	63,9
6-16	63,8
9-dedos	63,8
14b-17	63,8
12-2	63,8
11	63,7
13	63,7
11-2-b	63,7
9	63,6
18b	63,6
3b-17	63,5
10	63,5
12-2b-17	63,5
7	63,4
20b	63,4
12	63,3

Cell	Isc at 1 sun (mA)
16b	63,3
2b-13	63,2
4	63,2
5-17	63,2
5b	63,2
6b	63,2
14	63
15b-1	63
18-4	63
19b	63
13b-17	62,9
3	62,8
17-3	62,8
20-6	62,8
1	62,4
19-5	62,3
1b-17	62,2
4b-17	62,1
10b-17	61,6
2	61,2
8	61,2



9.2. MATLAB CODE PROGRAMMED FOR THE SUNSHINE DURATION ALGORITHMS

Main functions including general algorithms and basic functions, not including modifications for tilted surfaces neither procedures to work with specific data.

```

%***** Calculate_day_number function *****
%
% Calculate_day_number
%
% Function that calculates the day number for an specific date and time.
% Inputs:date_time (num).
%
% Marta Vivar, 12/02/2013
%
%
%*****
**

function [dn]= Calculate_day_number (date_time)

% calculate day number

date_time_vec = datevec(date_time);

year = date_time_vec(1);
month = date_time_vec(2);
day = date_time_vec(3);

date=[year,month,day];
date_num=datenum(date);

year_ref = year-1;
start_year_str = [year_ref,12,31];
start_year= datenum(start_year_str);

dn=date_num-start_year;

end

```




```
%***** Calculate_sun_elevation_angle function *****  
%  
% Calculate_sun_elevation_angle  
%  
% Function that calculates the sun elevation angle for an specific  
location  
% and date and time. Inputs:date_time, latitude,longitude,dif_time,  
% summer advance.  
%  
% Marta Vivar, 12/02/2013  
%  
%  
%  
%*****  
**  
  
function [Sun_elevation_angle]= Calculate_sun_elevation_angle  
(date_time,latitude,longitude,dif_GMT,summer_advance)  
  
Sun_elevation_angle = 0; %Initialise sun elevation angle to zero  
declination = 0;  
dn = 0;  
light_savings = 0;  
  
% calculate day number  
  
date_time_vec = datevec(date_time);  
  
year = date_time_vec(1);  
month = date_time_vec(2);  
day = date_time_vec(3);  
  
date=[year,month,day];  
date_num=datenum(date);  
  
hour = date_time_vec(4);  
min = date_time_vec(5);  
sec = date_time_vec(6);  
  
% Local standard time  
time=[hour,min,sec];  
time_num=time(1)+time(2)/60+time(3)/3600;  
  
year_ref = year-1;  
start_year_str = [year_ref,12,31];  
start_year= datenum(start_year_str);  
  
dn=date_num-start_year;  
  
% calculate declination  
  
declination = 23.45 * sind ((360/365) * (dn+284));  
  
% ** Start calculation of hour angle w **  
  
%Equation of Time (in min)
```



```
B = (360/365)*(dn-81);

EOT = (9.87*sind(2*B)) - (7.53*cosd(B)) - 1.5*sind(B);

% Local Standard Meridian Time LSMT (in degrees)

long_standard_m = 15*(dif_GMT); %Difference of local time with GMT -
Greenwich

% Time Correction Factor (in min)

TC = 4*(long_standard_m-longitude)+EOT;

% Consider light savings in summer
if summer_advance == 1
    if 84<dn<301 % 28 oct 2011 end light saving, 25 march 2012 begins
        light_savings=1;
    else
        light_savings=0;
    end
end

% Solar Time (in hours)

ST = time_num + (TC/60)-light_savings;

% Hour angle w (in degrees)

w = 15*(ST-12);

% ** Finish calculation hour angle w **

% calculate sun elevation angle

Sun_elevation_angle =
asind(((sind(declination))*(sind(latitude)))+(cosd(declination))*(cosd(l
atitude))*(cosd(w))));

end
```



```
%***** Calculate_azimuth function *****  
%  
%  
% Marta Vivar, 12/02/2013  
%  
%  
%*****  
**  
  
function [Azimuth]= Calculate_azimuth  
(date_time,latitude,longitude,dif_GMT,summer_advance)  
  
Azimuth = 0; %Initialise sun elevation angle to zero  
declination = 0;  
dn = 0;  
light_savings = 0;  
  
% calculate day number  
  
date_time_vec = datevec(date_time);  
  
year = date_time_vec(1);  
month = date_time_vec(2);  
day = date_time_vec(3);  
  
date=[year,month,day];  
date_num=datenum(date);  
  
hour = date_time_vec(4);  
min = date_time_vec(5);  
sec = date_time_vec(6);  
  
% Local standard time  
time=[hour,min,sec];  
time_num=time(1)+time(2)/60+time(3)/3600;  
  
year_ref = year-1;  
start_year_str = [year_ref,12,31];  
start_year= datenum(start_year_str);  
  
dn=date_num-start_year;  
  
% calculate declination  
  
declination = 23.45 * sind ((360/365) * (dn+284));  
  
% ** Start calculation of hour angle w **  
  
%Equation of Time (in min)  
  
B = (360/365)*(dn-81);  
  
EOT =(9.87*sind(2*B))-(7.53*cosd(B))-1.5*sind(B);
```



```
% Local Standard Meridian Time LSMT (in degrees)

long_standard_m = 15*(dif_GMT); %Difference of local time with GMT -
Greenwich

% Time Correction Factor (in min)

TC = 4*(long_standard_m-longitude)+EOT;

% Consider light savings in summer
if summer_advance == 1
    if 84<dn<301 % 28 oct 2011 end light saving, 25 march 2012 begins
        light_savings=1;
    else
        light_savings=0;
    end
end

% Solar Time (in hours)

ST = time_num + (TC/60)-light_savings;

% Hour angle w (in degrees)

w = 15*(ST-12);

% ** Finish calculation hour angle w **

% calculate sun elevation angle

Sun_elevation_angle =
asind(((sind(declination))*sind(latitude))+((cosd(declination))*cosd(l
atitude))*cosd(w)));

Azimuth = asind((cosd(declination)*sind(w))/cosd(Sun_elevation_angle));

end
```



```
%***** SD_Pyrheliometer function*****  
%  
% SD_Pyrheliometer.m  
%  
% Function that calculates the sunshine duration as the period composed  
by  
% the subperiod in which the direct solar irradiance is above 120W/m2.  
% The sub-period is 1 min. Input is a vector with direct solar irradiance  
% every minute for a day.  
%  
% Marta Vivar, 12/02/2013  
% Variable dictionary  
% SD_Pyrhel Calculated number of sunshine hours in hours  
% Solar_data Vector with direct solar irradiance every minute of a day  
% i index for the 'for' loop  
%*****  
**  
  
function [SD_Pyrhel]= SD_Pyrheliometer_2 (Solar_data)  
SD_Pyrhel = 0; %Initialise number of sunshine hours to zero  
for i=1:length(Solar_data) %For each minute,  
    if ~isnan(Solar_data(i))  
        if Solar_data (i)>120 % if direct solar irradiance above 120W/m2  
            SD_Pyrhel = SD_Pyrhel + 1; %then increase number of hours by  
1min  
        end  
    end  
end  
SD_Pyrhel=SD_Pyrhel/60;  
end
```



```
%***** SD_Slob_Monna function *****  
%  
% SD_Slob_Monna.m  
%  
% Function that calculates the sunshine duration using the Slob and Monna  
% pyranometric algorithm.  
% Input is a vector with global horizontal solar irradiance each minute  
% for a day.  
%  
% Marta Vivar, 12/02/2013  
% Variable dictionary  
% SD_Slob_Monna Calculated number of sunshine hours in hours  
% Solar_data Vector with global solar irradiance every minute of a day  
% i index for the 'for' loop  
%  
%  
%*****  
**  
  
function [SD_Slob_Monna]= SD_Slob_Monna_2  
(time,Solar_data,latitude,longitude,dif_GMT,summer_advance)  
  
SD_Slob_Monna = 0; %Initialise number of sunshine hours to zero  
  
I_0 = 1367; % for extraterrestrial irradiance, W/m2  
  
i = 0;  
j = 0;  
sun_elev_angles=0;  
% Calculate sun elevation angle for all the data, then mean in 10-min  
% intervals.  
  
sun_elev_aux = 0;  
  
for j=1:length(time)  
  
% First calculate the solar zenith angle cosine, or the  
% sun elevation angle sin.  
  
sun_elev_aux =  
Calculate_sun_elevation_angle(time(j),latitude,longitude,dif_GMT,summer_a  
dvance);  
  
if j==1  
    if sun_elev_aux<0  
        sun_elev_angles=0;  
    else  
        sun_elev_angles=sun_elev_aux;  
    end  
else  
    if sun_elev_aux<0  
        sun_elev_angles = [sun_elev_angles,0];  
    else  
        sun_elev_angles = [sun_elev_angles,sun_elev_aux];  
    end  
end  
end
```



```
end % for - calculation sun elevation angles

for i=1:10:length(Solar_data)%For each interval of 10 minutes,

    %Initialise variables to zero
    f = 0;
    T_L = 0;
    SD_10_current_interval = 0;

    sun_elev_10_min_interval = sun_elev_angles(i:i+9);

    sun_elevation_angle = mean(sun_elev_10_min_interval);

    sin_sun_elevation=sind(sun_elevation_angle);

    G_10_min_interval = Solar_data(i:i+9);

    %*****
    G = mean(G_10_min_interval(~isnan(G_10_min_interval(1,:))));

    G_0 = I_0*sin_sun_elevation;

    G_G_0 = G/G_0; % G/G_0

    if ~isnan(G_G_0(1,1))

        if sin_sun_elevation<0.1 % sun elevation less than 5.7°, sin <0.1
            f = 0;
        else
            if sin_sun_elevation<0.3 % sun elevation between 5.7° and 17.5°
                T_L = 6;

                Comp = 0.2 + (sin_sun_elevation/3) + exp(-
T_L/(0.9+(9.4*sin_sun_elevation)));

                if G_G_0 <= Comp
                    f = 0;
                else
                    f = 1;
                end

            else % sun elevation above 17.5°

                % calculate G_max, 10 min interval

                G_max = max(G_10_min_interval);
                G_min = min(G_10_min_interval);

                G_0 = I_0*sin_sun_elevation;

                G_max_G_0 = G_max/G_0; %G_max/G_0

                if G_max_G_0 < 0.4
```



```
f = 0;
else
G_min_G_0 = G_min/G_0; %G_min/G0
T_L = 10;
Comp_2 = 0.3 + exp((-T_L)/(0.9+(9.4*sin_sun_elevation)));

if G_min_G_0 > Comp_2
    f=1;
else
    if (G_max_G_0 > Comp_2)&&((G_max-G_min)<(0.1*G_0))
        f = 1;
    else
        %calculate c

        if (1.2*G_min < 0.4)
            D = 1.2*G_min;
        else
            D = 0.4;
        end

        T_L = 4;

        I = I_0*exp((-
T_L)/(0.9+(9.4*sin_sun_elevation)));

        c = (G-D)/(I*sin_sun_elevation);

        if c < 0
            f = 0;
        elseif c <= 1
            f = c;
        else
            f = 1;
        end
    end
end
end

end

end % calculation f in 10-min intervals
end
SD_10_current_interval = f*10; %current SD for the 10-min interval

SD_Slob_Monna = SD_Slob_Monna + SD_10_current_interval;

end %for - main

SD_Slob_Monna = SD_Slob_Monna/60; %in hours per day

end
```




```
%***** SD_Olivieri function *****  
%  
% SD_Olivieri.m  
%  
% Function that calculates the sunshine duration using the Olivieri  
% pyranometric algorithm.  
% Input is a vector with global horizontal solar irradiance each minute  
% for a day.  
%  
% Marta Vivar, 12/02/2013  
% Variable dictionary  
% SD_Olivieri Calculated number of sunshine hours in hours  
% Solar_data Vector with global solar irradiance every minute of a day  
% i index for the 'for' loop  
%  
%  
%*****  
**  
  
function [SD_Olivieri]= SD_Olivieri  
(time,Solar_data,latitude,longitude,dif_GMT,summer_advance)  
  
SD_Olivieri = 0; %Initialise number of sunshine hours to zero  
  
%I_0 = 1367; % for extraterrestrial irradiance, W/m2  
  
i = 0;  
j = 0;  
sun_elev_angles=0;  
% Calculate sun elevation angle for all the data, then mean in 10-min  
% intervals.  
  
sun_elev_aux = 0;  
  
for j=1:length(time)  
  
% First calculate the solar zenith angle cosine, or the  
% sun elevation angle sin.  
  
sun_elev_aux =  
Calculate_sun_elevation_angle(time(j),latitude,longitude,dif_GMT,summer_a  
dvance);  
  
d_n = Calculate_day_number(time(j));  
  
if j==1  
    if sun_elev_aux<0  
        sun_elev_angles=0;  
    else  
        sun_elev_angles=sun_elev_aux;  
    end  
else  
    if sun_elev_aux<0  
        sun_elev_angles = [sun_elev_angles,0];  
    else  
        sun_elev_angles = [sun_elev_angles,sun_elev_aux];  
    end  
end
```



```
end

end % for - calculation sun elevation angles

for i=1:length(Solar_data)%For each interval of 10 minutes,

    %Initialise variables to zero
    f = 0;

    sun_elevation_angle = sun_elev_angles(i);

    sin_sun_elevation=sind(sun_elevation_angle);

    G = Solar_data(i);

    if sun_elevation_angle<3 % sun elevation less than 3°
        f = 0;
    else
        G_0 = 1080*(sin_sun_elevation^1.25);

        A=0.73;
        B=0.06;

        F = A + B*cosd(360*d_n/365);

        if G>G_0*F
            f=1;
        else
            f=0;
        end
    end

    SD_Olivieri = SD_Olivieri + f;

end % calculation f

SD_Olivieri = SD_Olivieri/60; %in hours per day

end %for - main
```



```

%***** SD_Hinssen_Knap function *****
%
% SD_Hinssen_Knap.m
%
% Function that calculates the sunshine duration using the Hinssen and
Knap
% pyranometric algorithm.
% Input is a vector with global horizontal solar irradiance each minute
% for a day.
%
% Marta Vivar, 12/02/2013
% Variable dictionary
% SD_Hinssen_Knap Calculated number of sunshine hours in hours
% Solar_data Vector with global solar irradiance every minute of a day
% i index for the 'for' loop
%
%
%
%*****
**

function [SD_Hinssen]= SD_Hinssen_Knap_2
(time,Solar_data,latitude,longitude,dif_GMT,summer_advance)

SD_Hinssen = 0; %Initialise number of sunshine hours to zero

I_0 = 1367; % for extraterrestrial irradiance, W/m2

i = 0;
j = 0;
sun_elev_angles=0;
% Calculate sun elevation angle for all the data, then mean in 10-min
% intervals.

sun_elev_aux = 0;

for j=1:length(time)

% First calculate the solar zenith angle cosine, or the
% sun elevation angle sin.

sun_elev_aux =
Calculate_sun_elevation_angle(time(j),latitude,longitude,dif_GMT,summer_a
dvance);

if j==1
    if sun_elev_aux<0
        sun_elev_angles=0;
    else
        sun_elev_angles=sun_elev_aux;
    end
else
    if sun_elev_aux<0
        sun_elev_angles = [sun_elev_angles,0];
    else
        sun_elev_angles = [sun_elev_angles,sun_elev_aux];
    end
end
end

```



```
end % for - calculation sun elevation angles

for i=1:10:length(Solar_data)%For each interval of 10 minutes,

    %Initialise variables to zero
    f = 0;
    T_L = 0;
    SD_10_current_interval = 0;

    sun_elev_10_min_interval = sun_elev_angles(i:i+9);

    sun_elevation_angle = mean(sun_elev_10_min_interval);
    sin_sun_elevation=sind(sun_elevation_angle);

    G_10_min_interval = Solar_data(i:i+9);
    G = mean(G_10_min_interval(~isnan(G_10_min_interval(:,1))));
    G_0 = I_0*sin_sun_elevation;
    G_G_0 = G/G_0;

    if ~isnan(G_G_0(1,1))

        if sin_sun_elevation<0.3 % sun elevation less than 17.46°

            if G/G_0 <0.4
                f=0;
            else
                if G/G_0 < 0.5
                    f = ((G/G_0)-0.4)/0.1;
                else
                    f = 1;
                end
            end

        end

    else

        if G/G_0 < 0.45
            f = 0;
        else
            if G/G_0 < 0.6
                f = ((G/G_0)-0.45)/0.15;
            else
                f = 1;
            end
        end

    end
end
end
SD_10_current_interval = f*10; %current SD for the 10-min interval
```



```
end % calculation for- in 10-min intervals  
  
    SD_Hinssen = SD_Hinssen/60; %in hours per day  
  
end
```



proyectos
2013

editores
Universidad de Alcalá
Universidad Rey Juan Carlos

diseño y maquetación
base 12 diseño y comunicación

ISBN
978-84-616-8388-8